

Examensarbete



vid Fakulteten för Landskapsplanering, SLU  
trädgårds- och jordbruksvetenskap, vol. 2007:10

# Restaurering av vattendrag

Eva Djupfors Schwab

Handledare: Jesper Persson

Examinator: Tobias Emilsson

Bitr. Examinator: Mårten Hammer



Människans påverkan



Ekologiska värden



Rekreation



Genomförande





## FÖRORD

Examensarbetet *Restaurering av vattendrag* är skriven inom Landskapsarkitektprogrammet vid Fakulteten för Landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap, Alnarp, SLU. Uppsatsen skrivs på D-nivå (20 poäng) och behandlar rinnande vattens egenskaper, dess betydelse som landskapselement samt hur vattendragens funktioner förändrats över tiden. Med tyngdpunkt på restaureringsåtgärder i och längs med vattendraget belyses möjligheter till och vikten av naturvårdsinsatser för såväl vattendrags ekosystem som människan. *Restaurering av vattendrag* beskriver även ett antal genomförda restaureringsprojekt samt ger skissartade förslag till åtgärder vid Trolleberg, längs Höje å.

För givande handledningstillfällen önskar jag i första hand tacka min handledare Jesper Persson. Även Cecilia Backe, vänner och min familj har genom visat intresse och goda råd angående mina funderingar kring ämnet varit ett stort stöd under arbetets gång. Ett stort tack till Claes Nihlén och Lennart Svensson som visat mig intressanta platser och Rolf Larsson som lät mig delta vid föreläsningar och exkursioner inom kursen *River Restoration* vid LTH. Ett särskilt tack för Lena Voughts handledning och förtroende att över en lång tid få låna flera kilo spännande bokmaterial!

Stångby den 5 april 2007

Eva Djupfors Schwab





## ABSTRACT

The report 'Restoring of running waters' has been written as a final thesis within the master of Science degree in Landscape Architecture at the Swedish University of Agricultural Sciences, SLU Alnarp.

As an essential element for any life on our planet, water has always been playing an important role for ecological processes. In this thesis the characteristics and the importance of running waters are discussed as a part of the hydrological cycle. It can be assumed that humans have been taken advantage not only of the water itself but also of its surroundings. Adjacent areas to running waters for instant became sites for colonisation, hunting, pastures for livestock as well as cultivation of crops. It can be said that running waters are the origin of human's welfare and the development during the early industrialisation as they were used as energy source and transportation of materials.

Nevertheless human activities have changed the characteristics of small streams as well as of large floods over decades. In order to create more arable land, the once meandering streams have been straightened, channelled or even buried as culverts. Nowadays there are almost no 'natural looking' running waters left. And even those which haven't been changed for reasons of agricultural purposes are most likely affected by other human activities. For instance watermills or discharge from sewage treatment works. These modifications in combination with the drainage of huge wetland areas and the more intense usage of agricultural fields have since the early 18th century led to a degradation of the biological diversity (Jedicke, 1994).

Many environmental problems which nowadays are highlighted are connected to the modifications mentioned above. Besides the degradation of the biological diversity, nitrification, erosion and the transport of sediments, as well as high flow peaks have in recent times become a more and more discussed issue. The purpose of this report is to give the reader a general idea of how these problems are interrelated, why it is important to implement restoration methods and how these measures can be carried out.



## SAMMANFATTNING

Rinnande vatten har över en lång tid spelat en väsentlig roll för landskapets geomorfologiska processer och utgör viktiga livsmiljöer för djur och växtsamhällen. Vattendrag har bidragit till människans utveckling och välbefinnande. Sedan urminnes tider har vattendrags miljöer nyttjats som boplats, för vinning av energi, transport och fiske. Likt allt liv på vår planet är människan beroende av vatten. Betydelsen av vattendragen, som del av den hydrologiska cykeln, kan därför inte betonas nog.

Genom mänsklig aktivitet har dock rinnande vattens egenskaper och landskapsbilden som helhet i många områden förändrats drastiskt. Så har konventionell vattenbyggnad lett till negativa effekter som i dagens läge utgör ett allvarligt hot för den biologiska mångfalden. Till dessa effekter hör bl.a. näringsämnesemission, stora flödesvariationer och försämrad vattenkvalité. Det grova ingripandet i landskapets hydrologi har gett upphov till långtgående gränsöverskridande restaureringsåtgärder. Därför kräver EG:s Ramdirektiv för vatten, ett samarbete mellan medlemsstaterna med målsättningen att alla vatten ska ha nått en god status fram till år 2015. För att eftersträva direktivets mål, har en rad olika åtgärder föreslagits såsom restaurering av vattendrag, i syfte att öka vattendragets självrenande förmåga och därmed dess vattenkvalité.

Dessa åtgärder går oftast hand i hand med andra tänkbara syften för restaureringar och gynnar indirekt även människan då samhällen såväl som den enskilda individen är beroende av vattendragens eko-tjänster. Ytterligare intentioner vid restaurering av vattendrag kan vara från att öka tillgängligheten och rekreativa värden över bevarandet av kulturhistoriska lämningar för kommande generationer till gynnet av den biologiska mångfalden. För att nå det sistnämnda målet bör ett återställande av flödesregimen eftersträvas. Oavsett målsättning är det vanligt att restaureringsprojekt begränsas av sociala, ekonomiska eller logistiska skäl. Genom samverkan av olika intressegrupper och gemensamma fältbesök kan det dock i de flesta fall hittas tillfredsställande kompromisser för alla inblandade parter. I de fall kostnader är den begränsande faktorn kan restaureringsåtgärder genomföras stegvis, där varje etapp medför en ytterligare miljövinst.

Höje åns delsträcka vid Trolleberg, strax utanför Lund, är ett typiskt exempel på ett starkt modifierat vattendrag. Detta arbete avslutas med att ge skissartade förslag på vilka miljö- och naturvårdsinsatser skulle kunna genomföras vid Trolleberg. De beskrivna åtgärderna avser att leda till såväl en samhällsnytta som ökade ekologiska värden.



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

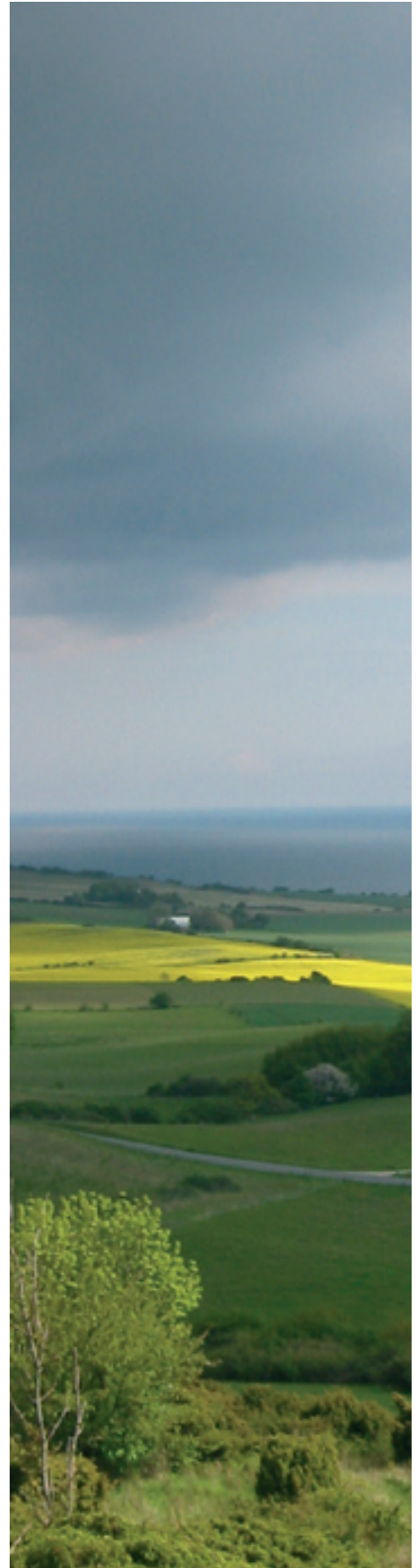
1. INLEDNING	7
2. VATTNETS VÄG GENOM LANDSKAPET	8
2.1 Hydrologiska cykeln	8
2.2 Vattendragens hydrologi och hydraulik	9
2.3 Geomorfologiska processer	10
2.4 Vattendragens vindningsgrad och utformning	13
3. VATTENDRAGENS FUNKTION	15
3.1 Vattendrag ur ett kulturhistoriskt perspektiv	15
3.2 Vattendragens eko-tjänster	15
4. MÄNNISKANS PÅVERKAN PÅ VATTEN	18
4.1 Landskapsbildens förändring	18
4.2 Konventionell vattenbyggnad	20
4.3 Störningar	24
5. RESTAURERING	28
5.1 Förvaltning av våra vatten	29
5.2 Intressekonflikter	31
5.4 Fokus på rekreation och samhällets nytta	33
6. KONKRETA ÅTGÄRDER	34
6.1 Skyddszoner	34
6.2 Hästskovåtmark	38
6.3 Avfasning av strandbrinkar	39
6.4 Riffles och pools	41
6.5 Meandring	42
6.6 Sumpskog	44
6.7 Borttagning av vandringshinder	45
6.8 Översilningsängar	46
7. EXEMPEL PÅ PROJEKT	48
7.1 Kissimmee River	49
7.2 Skjern å	52
7.3 Rååns avrinningsområde	54
7.4 Klingavälsån	56
8. HÖJE Å	58
8.1 Inledning	58
8.2 Bakgrund	59
8.3 Förslag till restaureringsåtgärder	66
8.4 Diskussion och avgränsningar	78
Bilagor	80
Referenslista	90

# 1. INLEDNING

Intentioner att öka åker- och skogsmarkens avkastning, skydda samhällen mot översvämning samt att vinna nya markområden resulterade under 1800-talet i Europa såväl som andra kontinenter i omfattande dikningsarbeten. Skåne är endast ett av många exempel, där genomgripande täckdikning ägt rum. Dikningen innebar en sänkning av grundvattennivåer, torrläggning av våtmarker samt en stark modifiering av våra rinnande vatten. Vattendragens ekosystem av olika storleksordningar har dessutom reglerats för energivinning, timmerflottnig, transportleder samt utsatts för såväl diffusa som punktartade utsläpp. Dessa påfrestningar har i dagens läge lett till stora eutrofieringsproblem av sjöar och kustnära vatten och en stark degradering av våra landskap, såväl biologiskt som estetiskt.

Detta arbete ger en introduktion till vattendrags egenskaper som ekosystem och belyser problematiken med människans omfattande modifieringar av desamma. Målet med uppsatsen är att leda in läsaren i ämnet och belysa möjligheter till restaureringsåtgärder, samt förhoppningsvis att väcka ett större intresse och engagemang hos brukare, markägare, dikningsföretag och tjänstemän som på ett eller annat vis kan tänkas komma i kontakt med små eller stora vattensystem.

Uppsatsen består av tre delar och inleds med teman rörande vattendragens geomorfologiska och hydrologiska egenskaper. Sedan beskrivs modifieringars negativa påverkan på miljön och människans möjligheter att motarbeta tidigare nämnda miljöeffekter. Arbetet baseras på omfattande litteraturstudier, som varvats med ett antal exkursioner till restaureringsprojekt i Danmark och södra Sverige samt besök av föreläsningar. Andra delen skildrar ett antal projekt i Danmark, USA och Sverige. I tredje och sista delen tillämpas den under uppsatsskrivandets gång vunna kunskapen i form av förslag och diskussion kring en vald plats längs Höje å, -Trolleberg i Lunds och Staffanstorps kommuner.







Från ovan exempel på bäck, å och flod.  
(Foto på flod: Agnus MacIntosh).

## 2. VATTNETS VÄG GENOM LANDSKAPET

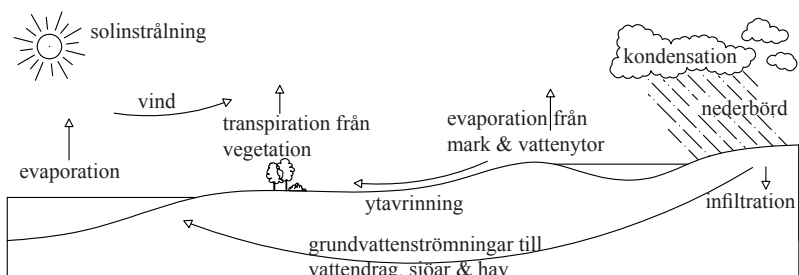
Rinnande vatten som bäckar, åar och floder söker enligt tyngdlagen sin väg genom landskapet och når slutligen havsnivån. Varje punkt i ett vattendrag hör till ett visst avrinningsområde som bestäms av topografin och avgränsas av höjdryggar. På vattnets väg genom landskapet sker erosion och lösgjorda partiklar förs bort. Denna erosion och partikeltransport ter sig på olika sätt beroende på strömmarnas förutsättningar.

Styrande för vittringsprocesser är till varandra relaterade faktorer som geologi, klimat, vattnets volym och hastighet. Vattendragens flöde kan t.ex. styras av andelen ytavrinning, som i sin tur beror på såväl jordmån, berggrund, förekommande växtlighet som nederbörds mängd.

Vattnet bär på organiska och oorganiska partiklar och binder joner till sig, som i sin tur inverkar på vattendragets kemiska och biologiska egenskaper. Sammanfattningsvis kan sägas att rinnande vattens biologiska, kemiska och fysiska egenskaper är interrelaterade till yttre faktorer och att vattendrag på så sätt speglar sitt landskap.

### 2.1 Hydrologiska cykeln

Vattendrag och våtmarker är en del i den hydrologiska cykeln, där världshavens vatten med hjälp av solenergi evaporerar, transporteras av vinden till fastlandet, kondenserar och sedan faller ner som nederbörd. Nederbörden kan i sin tur genom avdunstning direkt återföras till atmosfären, tillfälligt lagras i växter och grundvattenmagasin eller via grundvattenströmningar och ytavrinning samlas i vattendrag och sjöar, varifrån det så småningom returneras till haven. Det hydrologiska kretsloppet är slutet och den sammanlagda vattenvolymen förblir konstant. På grund av faktorer som klimat, årstidsvariationer, geomorfologiska förändringar och inte minst som följd av människans inverkan kan dock vattnets mängd i ett avgränsat område variera (Clowes et al., 1987).



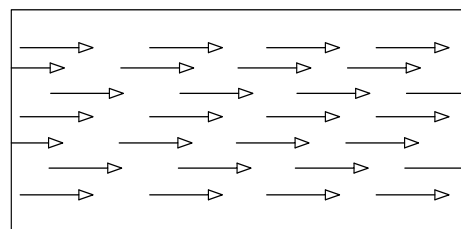
Höger: Den hydrologiska cykeln.  
(Modifierat enligt Clowes, 1987).

## 2.2 Vattendragens hydrologi och hydraulik

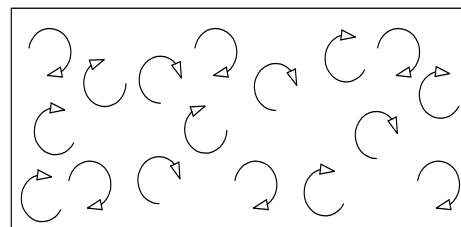
Vattendragets flöde utgörs av mängden vatten som passerar en viss punkt per sekund. Det skiljs mellan turbulent och laminärt flöde. Vid turbulenta flöden är vattenpartiklarnas faktiska hastighet betydligt högre än vattendragets mätbara flöde, eftersom dem då rör sig i kaotiska banor. Vid laminärt flöde rör sig vattenpartiklarna i skikt ovanpå varandra. Laminära flöden bildas vid raka sträckningar, låga hastigheter och släta kanalbäddar. I naturliga bäddar är laminärt flöde mycket ovanligt, men kan förekomma i grundvattenströmmar eller utmed kanalens väggar där friktionen är som störst och partiklarnas hastighet som lägst (Clowes et al., 1987).

Som en viktig länk inom det hydrologiska kretsloppet har opåverkade och naturliga vattendrag många funktioner, vilka i sin tur innebär positiva effekter för våra ekosystem. En av funktionerna är flödesdynamiken som är en grundläggande faktor för växt- och djursamhällen i och längs vattendrag. Avgörande för rinnande vattns ekosystem är tidpunkten, storheten, snabbheten och frekvensen av flödesvariationer (Hjert et al., 2006). I motsats till reglerade vatten är flödesdynamiken betydligt mer varierande i opåverkade vattendrag, vilket i sin tur även avspeglas i en komplexare utformning av kanalbädden samt en rikare flora och fauna.

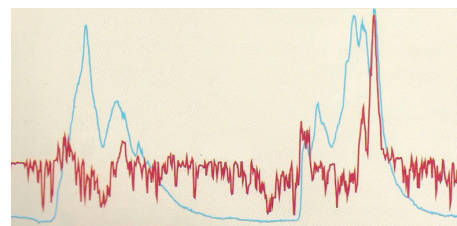
Flödesdynamiken påverkar bildningen av fuktighetsgradienter utmed vattendraget. Eftersom det naturliga vattendraget är betydligt längre än sin dalgång och har avsevärt flackare strandbrinkar tillåts vattnet att träda över sin bädd vid höga flöden. Översilningen av strandzoner utgör en dynamik till vilken våtmarksanknutna djur- och växtarter anpassat sig. Förutom att denna zon är en viktig livsmiljö för flora och fauna ökas här vattnets uppehållstid vid flödestoppar. Strandzonen blir på så vis en gynnsam plats för denitrifikationsprocesser och bidrar även till sedimentering av fosforbundna partiklar (Theil-Nielsen et al., 2005).



Laminärt flöde.



Turbulent flöde.

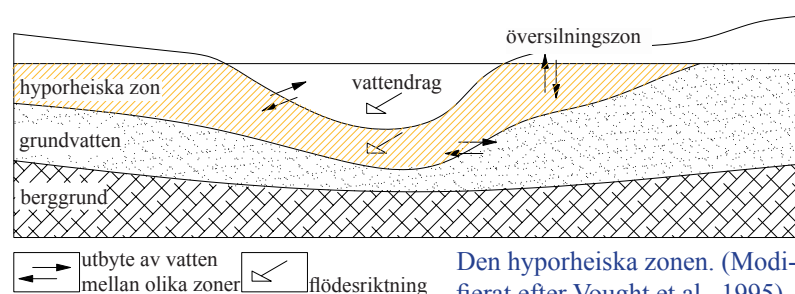


Ovan: Flödesvariation i ett reglerat (blå linje) respektive oreglerat vattendrag (röd linje) (Vedin et al., 1995). Nedan: Vid höga flöden träder naturliga vattendrag över sina gränser.



Den ovan nämnda flödesdynamiken är grundläggande för vattnets transport av materia, energi och organismer mellan land- och vattenmiljöer och mellan grundvatten och vattendraget. Det vertikala utbytet sker genom den s.k. hyporheiska zonen: här sker såväl ett utbyte mellan yt- och grundvattenmagasin som biokemiska processer. Den hyporheiska zonen omfattar både sedimentlager under själva kanalen och den intilliggande strandzonen. I de flesta fall kan antas att den hyporheiska zonen, med sina vattenfyllda porer, har betydligt större vattenmängder än själva kanalen. Enligt Vought (1995) vistas en del vattenlevande organismer i denna zon och bidrar i stor utsträckning till denitrifikationsprocesser. Vattnet i den hyporheiska zonen minskar dessutom temperaturskillnader i vattendraget sett till ett dygn, vilket bl.a. gynnar fiskarter som lax (Hjert et al., 2006).

Förändringar av markanvändningen, hydrauliska eller kemiska förhållanden, kan orsaka störningar som missgynnar utbyte mellan grundvatten och ytvatten i den hyporheiska zonen. Homogenisering av bädden eller strömförhållanden leder till en försämrad cirkulation i botten-sedimenten, eftersom dessa stimuleras av tryckskillnader i vattenmassan (Hjert et al., 2006).



## 2.3 Geomorfologiska processer

Jordskorpan påverkas ständigt av tektoniska krafter som kan leda till landsänkning eller höjning. De tektoniska krafterna består av vulkanutbrott, jordbävningar och kontinentalplattornas rörelser. En landsänkning sker dessutom genom vittrings- och erosionsprocesser styrd av solenergi. Vittring kan ske p.g.a. fysikaliska eller kemiska processer. Vid den fysikaliska vittringen spräcks stenblock genom mekaniska händelser, t.ex. då vatten fryser i springor, eller genom värme, som orsakar en yttlig vittring (Wilhelmy, 1971). Även kemiska vittringsprocesser är i stor utsträckning temperatur- och vattenberoende. Lösligheten skiljer sig för respektive bergarters mineraliska sammansättning.



Silikatstenar är exempelvis mycket svårlösta, salter däremot löslösa. Även marklevande insekter och avsöndringar från växters rötter, t.ex. humussyror, medverkar i likhet med oorganiska syror som kol, svavel och salpetersyra i den kemiska vittringen. I de tempererade breddgraderna, med varma somrar och kalla vintrar, förekommer den kemiska och fysikaliska vittringen i lika stor utsträckning. Däremot dominerar den kemiska vittringen i tropikerna, medan det i polara och subpolara regioner, såsom alla fjäll och bergsregioner, nästan uteslutet förekommer fysikaliska vittringsprocesser.

Enligt Wilhelmy (1971) är förlopp som leder till landhöjning starkare än vittrings- och erosionsprocesser. I annat fall skulle erosionen så småningom leda till en peneplan, d.v.s. till en utplaning av jordskorpan till havsnivån.

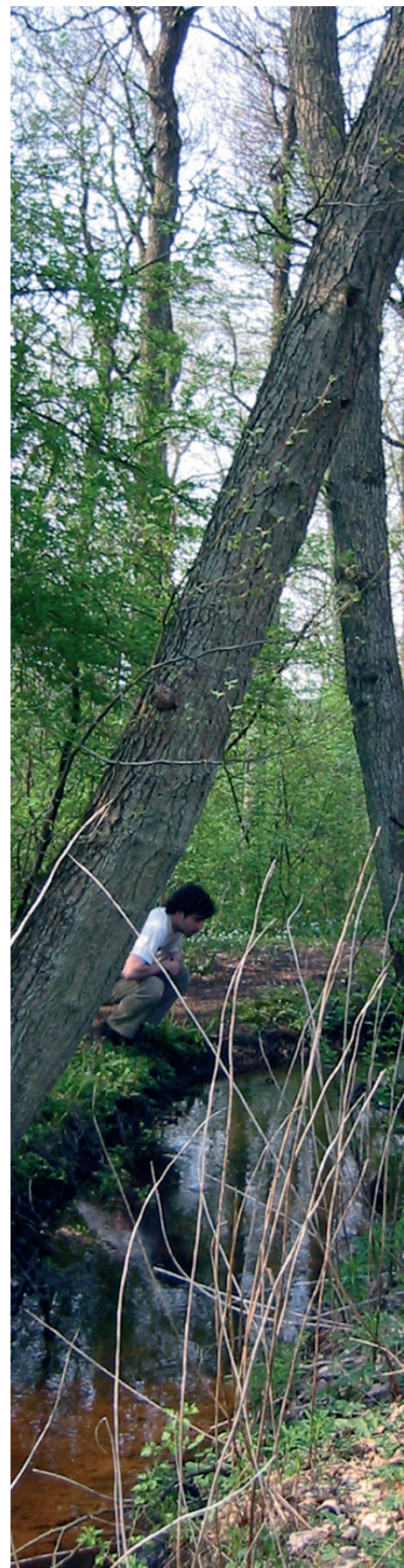
I vissa delar av norra Europa sker sedan istidens slut fortfarande en landhöjning där marken höjs med upp till 9,2 mm per år. Landhöjningen efter isens tillbakagång har i Skåne däremot redan upphört. Här orsakar havet genom erodering en landsänkning med upp till 0,5 mm per år (Eriksson et al., 1998).

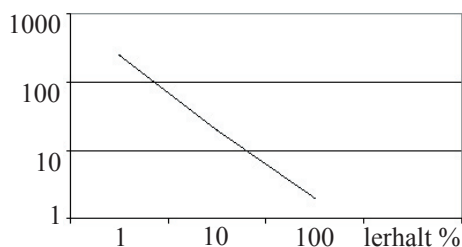
### Vattendrags morfologi

Likt jordskorpan kontinuerliga förändringar förvandlas även ett vattendrags morfologi. Såväl fysiska som kemiska egenskaper ändras alltjämt p.g.a. av yttre faktorer. Över tid och rum bör skenbart oförändrade system därför inte kallas för beständiga utan snarare för dynamiska jämviktslägen (Kern, 1994).

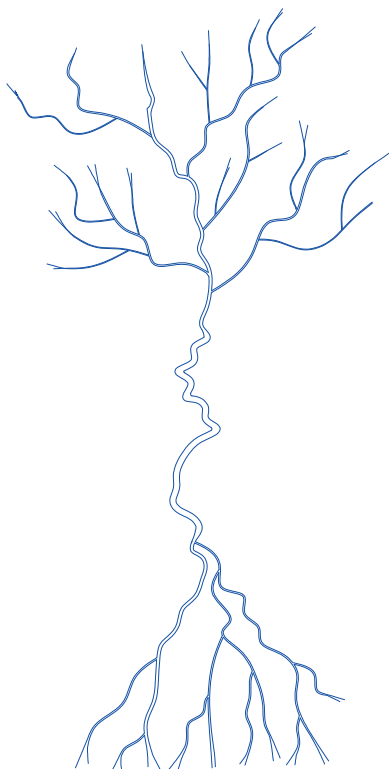
Erosionen längs ett vattendrag sker såväl i horisontell som i vertikal utsträckning. Material eroderar horisontellt mot vattendragets kanal och förflyttas beroende på vattnets volym och hastighet vidare nedströms. Under transporten av partiklarna sker ytterligare vittringsförlopp. Större partiklar slipas av fina partiklar i bädden och upplösbar material, som kalkhaltig sten, löses i viss mån och medförs som lösning. Förenklat kan sägas att bädden fördjupas i takt med att erosionsmaterialet minskar sin storlek (Clowes et al., 1987).

Studier av sedimenten i olika vattendrag har visat att sedimentpartiklarnas storlek är beroende av berggrundens vittringsbeteende, stenars struktur samt den ursprungliga storleken då stenarna tillförts vattensystemet (Kern, 1994).





Linjära samband mellan markens lerhalt och bäddens bredd-djup förhållanden vid en lerfraktion  $d > 0,074$  (Schumm, 1960).



Enligt Schumm (1960) delas vattendrag in i tre zoner; erosions-, transport- och sedimentationszonen.

Så löses t.ex. kalksten upp efter att ha transporterats längs ett vattendrag i ca två kilometer, medan sandsten efter 100 km fortfarande utgör en stor andel av bäddens sediment. Mangelsdorf et al., (1980) drar slutsatsen att bädden återspeglar de geologiska förhållanden i avrinningsområdet, samt att partiklar från de hårdare stenarterna i större utsträckning ansamlas i sedimentet.

Med avseende på bäddens egenskaper delar Schumm (1960) in vattendrag vertikalt i tre zoner. Erosionszonen ligger uppströms och genererar material från vittringsprocesser. Transportzonen utgör sträckan som partiklarna förflyttas innan de slutligen nedströms ansamlas i sedimenteringszonen (Newson, 1997). Vid sedimenteringszonen träder vattendraget, i regel under en viss period, över vattenbäddens gränser och bildar tillfälliga våtmarker, s.k. översilningsytor. Vattnets vägval kan i denna zon ändras kontinuerligt och skapar en serie mindre kanaler, som står i förbindelse med varandra (Dobson et al., 1998).

Vattendragets bädd tilltar generellt i större omfattning i bredden gentemot djupet ju högre flödet är och ju starkare frekvensen av flödestoppar tilltar (Leopold et al., 1964). Kanalens bädd formas således efter vattenvolymerna som passerar. Eftersom dessa varierar kraftigt ligger det genomsnittliga flödet under kanalens maximala kapacitet och vattnet träder då endast vid höga flöden över kanalens gränser.

Det kan även tilläggas att partiklars kohesionskrafter är betydligt större vid fina lerpartiklar än vid grov sand och grus, varför lerjordar jämförelsevis är svåreroderade. Därför har system som leder genom lerhaltig terräng förhållandevis smalare och djupare bäddar än system i områden med sandiga/grusiga jordar. Förutom flöde, berggrund och jordmån spelar även andra faktorer som exempelvis rötters stabiliserande verkan på strandbrinkarna in vid utformningen av vattendragets bädd (Kern, 1994).

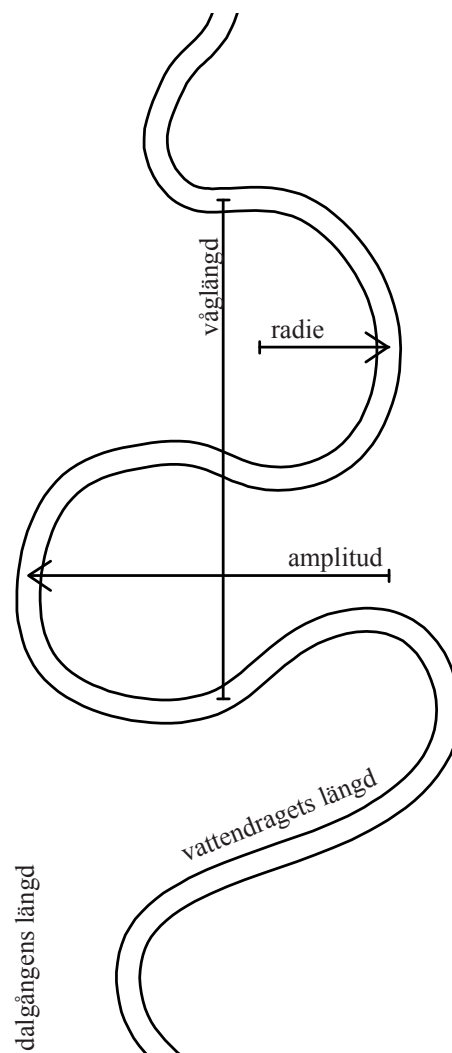
## 2.4 Vattendragens vindningsgrad och utformning

Vattendrag kan skilja sig i sin linjedragning. Det förekommer sträckta, flerspåriga, meandrande eller delvis meandrande vattendrag. Övergången mellan de olika grupperna är dock flytande och förekomsten av mellanformer vanligt (Brookes, 1988). Det nämns former som kan underordnas i vindningsgrad, och fysiska egenskaper som förekomsten av öar och sandbanker. Då linjedragningstyper skiljs åt studeras dalgångens längd i förhållande till vattendragets längd (Kern, 1994). Ett längre vattendrag gentemot sin dalgång innebär en spridning av vattnets eroderande kraft på en längre sträcka. Istället för en lateral erosion äger då en vertikal erosion rum, genom vilken meanderslingor skapas (Clowes et al., 1987). Den vertikala erosionen medför att ett vattendrag inte förblir statiskt utan förflyttas i sin dalgång i sidled. Ett exempel över rinnande vattnets förflyttning över tid och rum visas i skissen nedan.

I en studie över 50 meandrande vattendrag fann Leopold et al., (1964) generella likheter mellan vattendragens utformning av olika storleksordningar. Den genomsnittliga vindningsgraden, d.v.s. kanalens längd delad med dalens längd, visade sig vara 1,5 för såväl stora floder som små bäckar. Även vattendragets bredd visade sig stå i förhållande till meanderslingans amplitud och våglängd. Vid två av tre vattendrag hade förhållandet mellan amplitudens radie och vattendragets bredd ett genomsnittligt värde på 2,7.

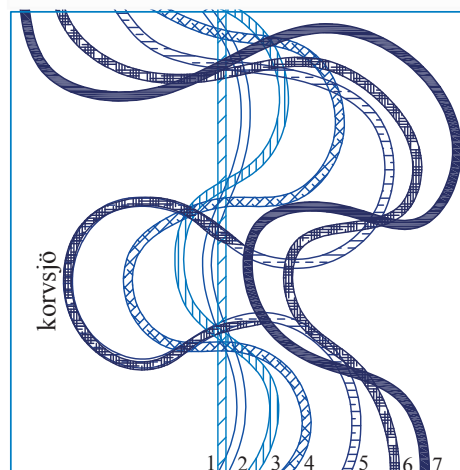
Troligen styrs meanderformen av det genomsnittliga flödet i vattendraget. Flödet som mäts i vattenvolym per tidsenhet, skulle även kunna liknas med den kraft som vattnet bearbetar och inverkar på sina strandbrinkar. Vattnets flöde är således direkt styrande för erosionen och indirekt för sedimentation, vilket i sin tur är avgörande för vattendragets linjeföring och bäddens utformning. I vissa system är meandern i förhållande till sitt flöde för vid, vilket gör att det kan antas att vattendraget en gång i tiden burit på större vattenvolymer än idag.

En såväl svag lutning av vattendragets strandbrinkar som ådalen och lätteroderat material är optimala förutsättningar för bildningen av meanderslingor. Men även där dessa förutsättningar inte är givna, som t.ex. i för slättlandskapets typiska rätade diken, löser sig, förutsatt att dikningen upphör, vattnet så småningom från den strikta formen och övergår till en mer slingrande linjedragning (Clowes et al., 1987).



Meanderslingans vindningsgrad i förhållande till dalens längd. (Clowes, 1987).

Nedan: Förflyttning av naturliga vattendrag över tid och rum. Övergången mellan nr 5 & 6 visar genombrytning av meander och bildning av en s.k. korvsjö.

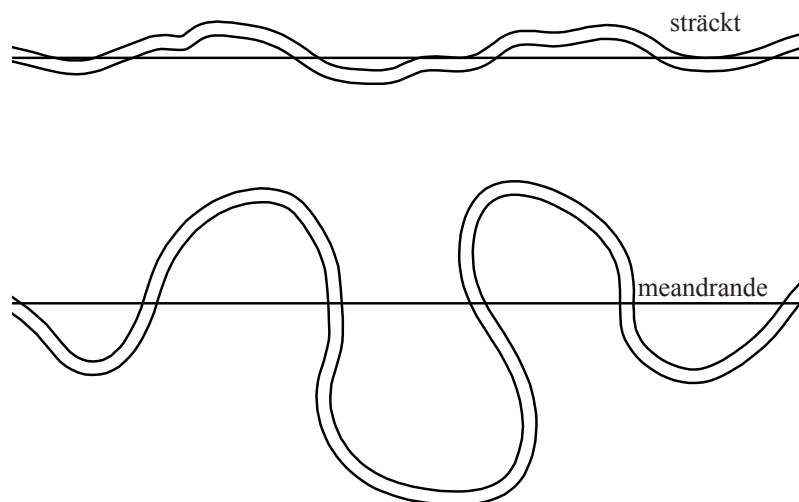




Exempel på sandbanker. Från ovan s.k. mid channel bar, side bar och braided channel (Foto: Agnus MacIntosh).



Där vattendragets dalgång består av svåreroderat material kan linjeföringen påverkas och begränsade meander utbildas. Sträckta vattendrag benämns de system som är slingrande men inte meandrande. Gränsen mellan sträckta och meandrande vattendrag ligger vid en vändningsgrad på 1,5 (Kern, 1994). Den maximala raka sträckan vid naturliga vattendrag motsvarar enligt Leopold et al., (1964) vattendragets bredd multiplicerad med tio.



Eroderbara kanalbäddar, oftast bestående av sand och grus, en hög flödesvariation och därmed en varierad partikel- och sedimenttransport, kan leda till temporära eller permanenta avlagringar i kanalbädden. Vattendrag blir vid dessa förutsättningar jämförelsevis vidare och grundare. Sedimentering sker framför ojämnheter i kanalbädden och transporteras vid höga flöden stötvis vidare (Kern, 1994).

Det skiljs mellan stabila vegetationstäckta öar och sandbanker, s.k. bars, som vid högt flöde kan ligga under vattennivån (Brookes, 1988). System med dessa egenskaper har i regel ett högre flöde, en större longitudinell lutning och för större partiklar med sig (Clowes et al., 1987). Leopold et al., (1953 se Kern, 1994) betraktar dessa vatten som mycket föränderliga och tolkar den i förhållande till sitt djup breda kanalbädden som en överlastning av sediment. Men även här är övergången mellan olika system flytande och meandrande vattendrag kan utveckla sandbankar i innerkurvan av en meander (Brookes, 1988). Vid en viss sluttning i förhållande till en viss sedimenttransport kan det teoretiskt tänkas uppstå ett dynamiskt jämviktsläge. Eftersom flödet och därmed sedimenttransporten dock i regel är ytterst variabla, lär det i praktiken vara omöjligt att hitta ett stabilt system.

### 3. VATTENDRAGENS FUNKTION

Rinnande vattens funktion kan betraktas och beskrivas från olika synvinklar, d.v.s. med hänseende till ekologiska, geomorfologiska och hydrologiska processer eller ur människans perspektiv relaterad till samhällsnytta. Följande avsnitt ger en generell bild av vattendragens olika funktioner.

#### 3.1 Vattendrag ur ett kulturhistoriskt perspektiv

Fornlämningar vittnar om vattendragens och sjöars avgörande betydelse för människans kolonisation av inlandet. Fornfynden, vilka koncentrerar sig till strategiska fiskeplaster som forsar, tyder på att fiske under den mesolitiska stenåldern varit huvudnäring. Näringsrika marker utmed vattensystem tjänade under tidig stenålder som naturliga jaktmarker och kom senare, under järnåldern, att nyttjas som slåttermark. Under senare tid utgjorde fiske, såväl för stormän som fattiga torpare, en viktig ekonomisk resurs. P.g.a. tillgången på fisk, samt att madängarna inte var lika känsliga för torka, fungerade åar och vattendrag som landskapets livsnerv ända fram till 1900-talet. Beroende på orters förutsättningar tillkom det längs vattendragen runtom i landet små industrier som t.ex. möllor, sågverk, pappersbruk, järnbruk, smedjor, slaggvarpar, garverier, färgerier och kraftstationer. Vanliga kvarlevor längs våra vattendrag är stenålderns bosättningar och gravfält, klappbryggor, klapphus, broar, flottningsleder, kvarnar och dammar, vilka kan ses som fotavtryck i människans historia.

#### 3.2 Vattendragens eko-tjänster

Eko-tjänster definieras ur antropocentrisk synvinkel som processer genom vilka naturliga ekosystem skapar grundläggande resurser som människan direkt eller indirekt har nytta av (Daily et al., 1997). Rent vatten, virke, pollinering av växter samt habitat för fisk och andra djurslag är några exempel. Boyd et al., (2006) poängterar dock att eko-tjänster inte är att likställas med ekologiska processer utan dess produkter. Således fokuseras enligt Boyd et al., (2006) inte på de ekologiska förloppen, som exempelvis våtmarkers nitrifikationsprocesser, utan på själva slutprodukten, rent vatten. Oavsett ifall eko-tjänster betraktas som ekologiska processer eller processers produkter är det uppenbart att samhällen och människans välbefinnande som individ är beroende av eko-tjänster. Trots detta tydliga samband mellan människans grundläggande behov och eko-tjänster, tar människan dessa för givet och orsakar dessutom en degraderingen av ekosystem.







Att eko-tjänster även har betydelse för ekonomin blir tydligt då dessa sätts i ett större sammanhang. Globalt sett beräknas människors matkonsumtion, som är beroende av växters pollinering via insekter, bidra till en årlig omsättning av fyra till sex billioner US dollar. Ytterligare ett exempel är naturliga våtmarkers och vattendragens flödesfördröjande förmåga genom vilka översvämningar nedströms förhindras. I detta fall kan uteblivna kostnader i form av förebyggande åtgärder eller förstörda byggnader relateras till eko-tjänstens potentiella värde (ESA).

Att värdesätta eko-tjänster på den ekonomiska marknaden är dock mycket svårt. Detta beror kanske på att ekologiska processer tas för givet, är interrelaterade med en rad olika faktorer och inte går att avgränsa. Frånsett problematiken för eko-tjänsters definition eller deras egentliga ekonomiska värde, kan dessa delas in i sociala, ekonomiska, ekologiska och tekniska tjänster.

Tabellen nedan tydliggör en förenklad bild av vattendragens eko-tjänster och dess betydelser för samhället och i förlängningen individers välbefinnande.

Sociala aspekter	Rekreation: ökad tillgänglighet, hälsofrämjande Fritid: vandrings- & kanotled Identitet: symbolvärde, plats för bosättning, kulturhistoria
Ekonomi	Ekoturism: fritidsfiske, båtsuthyrning, faciliteter Hälsa: hälsofrämjande Boende: I-mobiliers och markers värde ökar intill natursköna områden Bidrag: våtmarksbidrag, skötselbidrag, bidrag för mark i träda Transport: båttrafik, flottningsled Kommersiellt fiske Energi: vattenkraft, möllor och andra småindustrier
Biologi	Defragmentering: spridningskorridorer, biologisk mångfald, plats för nykolonisering
Teknik	Vinning av energi: möllor, kraftverk, därtill kopplade småindustrier Vattenhantering: utspädning av förorenande ämnen, näringsämnesreduktion, fördröjning av flödestoppar

Som ett grundläggande element för allt liv på vår planet har vatten en självskriven roll vid ekologiska processer och eko-tjänster. Vatten tillgodoser grundläggande behov för globala ekosystem och är förutsättning för människans välbefinnande inom jordbruk, kommersiellt fiske, energiproduktion, industrier,

transport och turism. Vikten av rinnande vattens eko-tjänster, som del i den hydrologiska cykeln, förtydligas i de mångfacetterade funktioner ett vattendrag kan uppfylla för individer och samhällen.

*Gynnandet av biologisk mångfald* är ett exempel som visar tydligt den täta sammanflätningen av vattens positiva effekter. En rik biologisk mångfald kan gynna turism och rekreation, som i sin tur har positiv inverkan på ekonomin och folkhälsan. Således går det inte att entydigt tillordna eko-tjänster till just en enda aspekt.

## 4. MÄNNISKANS PÅVERKAN PÅ VATTEN

I princip har alla ingrepp i landskapet direkt eller indirekt påverkat vattendrag. Kulturlandskapets utveckling bör därför ställas i samband med våra vatten. Följande avsnitt kommer att behandla kulturlandskapets uppkomst samt människans inverkan på vattendrags anknutna miljöer över tiden.

### 4.1 Landskapsbildens förändring

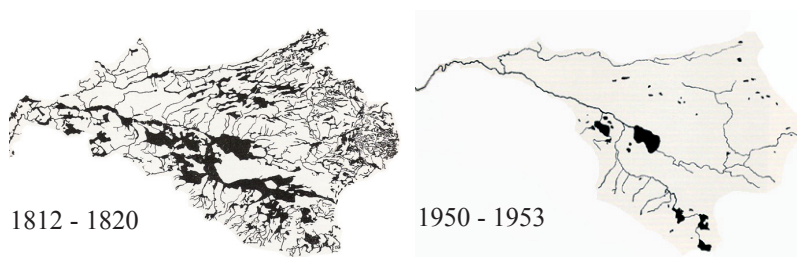
Betes- och svedjebruk under den yngre stenåldern utgjorde människans första direkta inverkan på landskapsbilden. Nya habitat för ljusälskande arter, som tidigare endast vuxit i mindre gläntor eller vid ett tidigt successionsstadium, skapades. Vid den stora folkvandringen, år 375 - 550 e. Kr., växte dessa dock igen (Jedicke, 1994).

Då klimatet under järnåldern, 500 f. Kr. – 800 e. Kr., blev kallare stallades betesdjuren under vinterhalvåret. För att kunna utfodra djuren inleddes ängsbruket, där även fuktiga marker kring åar nyttjades som slåttermark, s.k. åmad. Ängarna lade grunden för människors försörjning. Mängden foder var relaterad till antal djur som kunde hållas, därmed mängden av gödsel och hur stor åkerareal som kunde odlas (Hagerberg et al., 2004). Under medeltiden togs större arealer i anspråk, skog fälldes, mindre byar och städer uppstod. Djuren släpptes på bete i utmarkerna medan grödor odlades i anslutning till husen, de s.k. inmarkerna. Det medeltida landskapet kring bosättningar bestod av orörda skogar, betade skogsbestånd, öppna fält, lövängar, trädgårdar, mindre vägar, häckar, fruktodlingar och i sin fysik orörda vattendrag. Detta mosaikartade kulturlandskap utvecklades och varade fram till skiftesreformerna i början av 1800-talet. Enligt Jedicke (1994) ökade den biologiska mångfalden under denna tid väsentligt, artantalet bland kärlväxter fördubblades och antal djurarter förmodas ha vuxit ännu mer. Däremot har sedan 1800-talets mitt, i takt med befolkningsökning och effektiviseringen av skogs- och lantbruket, en successiv artminskning bland såväl flora som fauna iakttagits.

För att öka avkastningen bildades förutom omfattande skiftesreformer även s.k. dikningsföretag. Fuktiga områden dränerades, diken fördjupades, rätades eller kulverterades, sjö- och grundvattennivåer sänktes. Täckdikning och sänkning av sjöar uppmuntrades och t.o.m. förordades av staten fram till början av 1900-talet. Exempelvis har 90 % av Skånes våtmarker torrlagts sedan början av 1800-talet (Hagerberg et al. 2004). Åkerarealer mångdubblades medan betes- och ängsmarker minskade markant.





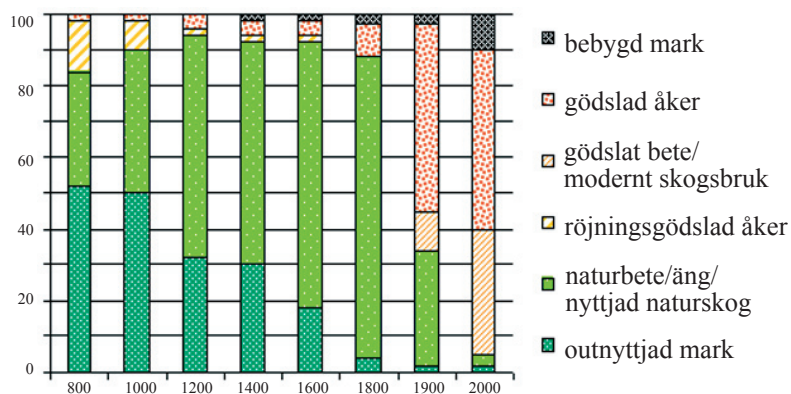


Förekomsten av småvatten och våtmarker inom Kävlingeåns avrinningsområde före och efter dikning. (Karta: Wolf, 1960).

Under 1920-talet, i skuggan av den stora depressionen, fortsatte avvattningsåtgärder och hitintills extensivt brukade fält nyttjades allt intensivare. Att betesmarksarealerna minskats kompenseras till viss del genom gödning för att fler djur per ha skulle kunna skickas på bete. Dessutom ändrades djurbesättningarna dels p.g.a. prissänkning av ull och dels p.g.a. att färre marker las i träda. Hållningen av grisar och kor ökade medan antal får i landskapet minskade.

Justus von Liebig's upptäckt av oorganiska gödningsmedel, utvecklingen av nya maskiner och målinriktad djuravel bidrog ytterligare till ett intensivare nyttjande av markerna (Jedicke, 1994). Särskilt under efterkrigstiden tog utvecklingen inom lantbruket fart. Efter flera års brist på tillgång till mat, strävade politiken efter att uppnå en självförsörjning. Avvattning, bekämpningsmedel och konstgödning ansågs som goda metoder för att nå en ökad avkastning. Mindre gårdar och därmed småskaligheten i landskapet försvann efterhand, då lantbruk behövde bli större och producera till mindre kostnad för att förbli konkurrenskraftiga.

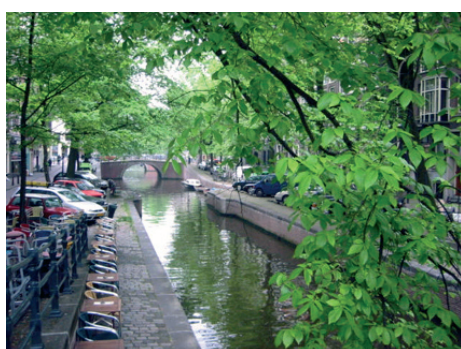
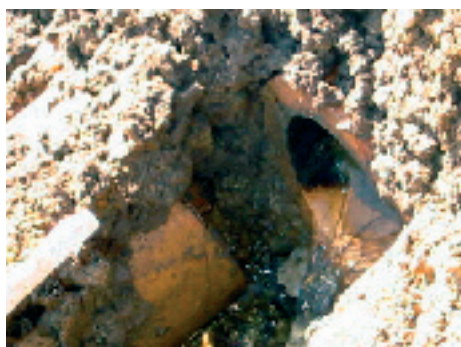
Diagrammet nedan baseras på Miljödepartementets utredning *Miljön i Västra Skåne* (SOU 1990:93), som i sin tur har använt sig av pollenanalyser, statistiska och skrivna källor för att skildra markanvändningen i Skåne, från år 800 till tidigt 2000-tal. Med antagandet att olika våtmarkstyper kan inbegripas under rubrikerna outnyttjad mark, ängsmark och naturbete tydliggör diagrammet en drastisk stigning av åkermark på bekostnad av våtmarksarealer.



Landskapsbildens förändring. (Modifierat enligt SOU 1990:93).







## 4.2 Konventionell vattenbyggnad

Förutom att ha utgjort en livsnerv genom landskapet, längs vilken människan fiskat, jagat, koloniserat och utnyttjat dess näringsrika dal, har vattendrag fått stor betydelse som transport- och flottsled, vattenresurs och energikälla. För att kunna bruka större markarealer dränerade människan stora arealer och nyttjade härtill såväl nyskapade diken som befintliga vattendrag för en snabb och effektiv avledning av vatten. Fram till utbyggnaden av svenska reningsverken på 60-talet leddes dessutom spillvatten från industrier och hushåll direkt till vattendrag, sjöar och hav. I dagens läge har föroreningen genom spillvatten tack vare ny reningsteknologi minskats i Europa.

Nyttjandet i de olika avseendena har inneburit omfattande modifieringar av våra vattendrag. Vid ingreppen har det inte tagits hänsyn till naturliga processer, vilket i dagens läge medfört allvarliga följder. I våra breddgrader lär de mest påtagliga effekterna, förutom en tydlig degradering av den biologiska mångfalden, vara ökade flödesvariationer med översvämningar som följd. För att vidta översvämningförebyggande åtgärder har det idag blivit allt vanligare att restaurera hela flodslätter. Den konventionella vattenbyggnaden har däremot använt sig utav kontroll- och styrningsmetoder (Hjerdt et al., 2006).

Även idag vidtas styrningsmetoder, när vattendragens bädd av en eller annan anledning önskas hållas på plats. Skillnaden är dock att man istället för att använda hårda material allt oftare försöker lösa problem med hjälp av ingenjörsbiologi.

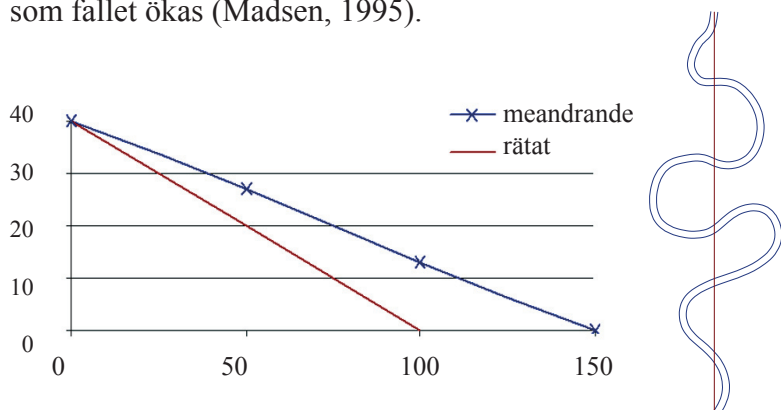
Följande avsnitt kommer att handla om kanaliseringen och fördämningar som två övergripande exempel på vattenbyggnad i konventionell bemärkelse. I detta sammanhang kan, som exempel på kontroll- och styrningsmetoderäven, ängsbruket med artificiella översilningsmekanismer nämnas. Dessa metoder kommer dock att beskrivas närmare under restaurering av vattendrags anknutna kulturmiljöer.

### Kanalisering

Kanalisering av rinnande vatten har genomförts vid såväl stora som små system. Generellt kan sägas att kanalisering av mindre system är ett led i 1800- och 1900-talets diknings- och torrlägningsarbeten, där grundvattennivån sänkts, nya kanaler skapats och befintliga vatten rensats, kulverterats eller rätats. Kanalisering och rätning av större system har även haft syften

som skapandet av transport- och flottsleder.

En rätning innebär en kortare väg till recipienten samtidigt som fallet ökas (Madsen, 1995).



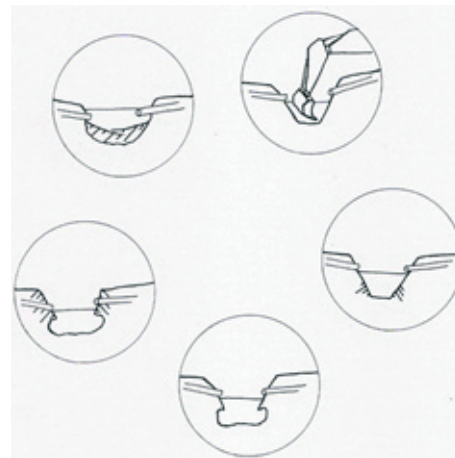
Vid ett ökat fall sker en starkare erosion, eftersom flödet ökar och därmed vattnets eroderbara kraft stiger. För att garantera dikets dränerande effekt rensas i de flesta fall kanalen. Vid rensningen avlägsnas sediment och växtlighet vilket i samband med sänkningen av grundvattenflödet har medfört allt djupare kanalbäddar med stark lutande strandbrinkar. Branta slänter utsätts i större omfattning för erosion som ytterligare leder till ett ökat rensningsbehov, som på många platser har försökts motverkas genom stensättning eller kulvertering.

Enligt WRI, *World Resources Institute* har kanaliserade vatten för ändamål som navigation, transport, energiutvinning eller flottning byggts ut från uppskattningsvis 9000 km till ca 500 000 km under 1900-talet. Även i dessa fall har modifieringar inneburit att vattendragens bädd vanligen fördjupats. Vilket har medfört att naturligt förekommande strukturer som pools och riffles avlägsnats, och brantare slänter skapats, som i många fall stabiliserats genom hårdgjorda material. Dessa strukturer hindrar vattnets kontakt med strandzonen rent fysiskt och ökar vattnets hastighet. Att öka vattnets hastighet har varit ett av kanaliseringens huvudsakliga syften, för att snabbt kunna avleda vattnet.

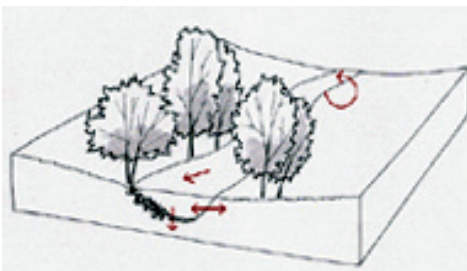
Den hydrologiska konnektiviteten, d.v.s. vattnets transport av materia, energi och organismer, inom eller mellan komponenter bryts då naturliga årstids- och flödesvariationer regleras. Endast ett dynamiskt ekosystem som tillåts att variera i rum och tid, skapar olika miljögradienter vilka i sin tur lägger grunden för en biologisk mångfald. Avlägsnandet av strukturer i bädden homogeniserar livsmiljön för vattenlevande organismer, missgynnar retentionskapaciteten och kan sättas i direkt samband med den minskande artrikedomen i och längs vattendragen (Hjerdt et al., 2006).

Vänster: Vattendragets fall (cm / 100 m) ökar vid dess rätning. (Diagram enligt Madsen, 1995).

Nedan: Erosionsprocess vid rätade diken, som leder till ett ökat rensningsbehov. (Modifierat enligt Madsen, 1995).



Nyligen rensat dike.



Konnektiviteten i fyra dimensioner. (Modifierat enligt Hjerdt et al., 2006).





Ovan: Vattenhjul.



Ovan: Vandringshinder för fisk i form av kvarlevor av en förfallen kvarn.

Nedan: Fördämning vid ett traditionellt sågverk.



En ytterligare aspekt, som går hand i hand med kanaliseringen och nog är påtagligare för samhällets intressen, är ökade flödesvariationer. Genom dikningsföretagen, men även på grund av hårdgjorda ytor i tätorter, leds nederbörden till stor del direkt till vattendrag. Landskapets vattenfördröjande förmåga, i form av infiltration till grundvattnet, eller magasinering i våtmarker, utnyttjas således inte (Hagerberg et al., 2004). Även ett rinnande vatten har i sitt naturliga tillstånd en viss vattenfördröjande förmåga, då det tillåts att meandra och vattnet vid höga flöden kan stiga över bäddens gränser. I många fall brukas eller bebyggs dock intilliggande marker längs kanaliserade vattendrag, vilket innebär att marker vid översvämningar, ur människans synvinkel, tar skada och kan leda till enorma kostnader. Människans ingripande har således lett till en betydligt minskad kapacitet av landskapets flödesfördröjande förmåga, vilket, vid stora nederbördsmängder, leder till motsatt effekt av dikningens ursprungliga avsikt, nämligen till översvämningar.

### Fördämningar

Dammar skiljer sig i sin utformning, storlek och syfte. Enligt Patrick McCully (2004) har ca 800 000 dammar över världen byggts som vattenreservoar för dricksvatten, flödeskontroll, energiutvinning, bevattning och transport. Hoover Dammen, i Colorado River, från 1936 nämns med ett djup på 221 m som den första riktigt storskaliga dammen, men även betydligt småskaligare fördämningar bör betraktas i detta sammanhang. Likt storskaliga projekt har dessa kumulativ inverkan på sitt vattensystem. Exempel är kulturhistoriskt intressanta dämmen vid möllor eller slussar för båttrafiken. Dessa kan jämförelsevis uppfattas som små och obetydliga, men utgör bl.a. vandringshinder för fisk och det kan i viss mån dras paralleller till stora fördämningar.

Turbinens uppfinning 1832, tycks vara grunden för utvecklingen inom vattenkraften och därmed även ha en stor betydelse för länders ekonomi. Vattenkraften ansågs och anses av många även idag som grunden för utveckling och välstånd världen över. Så har torra regioner tack vare artificiella vattenreservoarer blivit självförsörjande och flödesregleringar tyckts förhindrat förstörelse p.g.a. översvämningar.

Dämmen har även visat sig vara populära som utflyktsmål, för bad, fiske, dykning eller båtsrelaterade aktiviteter som segling och vattenskidåkning. Trots dessa, vid första anblicken positiva aspekter, som vinningen av ren energi, kan dammars

olika inverkan p.g.a. skilda yttre faktorer inte generaliseras och baksidan av fördämningar och vattenregleringar inte dementeras. Så medför regleringsdammar en utarmning av strandvegetationen som inte kan anpassa sig till snabba och stora vattenståndsförändringar. Förutom lokala förändringar påverkas vattendraget även kumulativt, då erosion och deposition av partiklar rubbas, näringsbalansen påverkas och vattentemperaturen sjunker. Vattnets vertikala konnektivitet störs vid reglering av de naturligt förekommande årliga flödesvariationerna, vilket leder till förlust av fuktighetsgradienter och i vissa fall t.o.m. uttorkning av vattendragets delta. Joyce (1997) sammanfattar att dammar inverkar på biologiska processer, ändrar vattendragens kemikaliska och fysiska egenskaper, sänker vattnets temperatur och hindrar såväl fiskvandring som partikel- och näringsämnestransport. Sänkningen av vattentemperaturen innebär en invandring av fiskarter som trivs i kallare vatten, exempelvis forell. Naturligt förekommande arter, som anpassat sig till systemet innan fördämningen byggts, förträngs.

Vattenkraftens förespråkare som kallar vattenkraft för ren energi bortser ofta från den negativa inverkan på vattnens ekosystem, då dessa inte har några direkta följder för människan som individ. Men skenet bedrar; enligt Goodland (se Joyce 1997) bidrar storskaliga men grunda dammar, särskilt i tropikerna, till växthuseffekten, eftersom ansamlingar av näringsrikt sediment genererar biomassa som vid nedbrytningen orsakar växthusgaserna koldioxid och metan. Genom ansamlingen av näringsrikt sediment i dammarna, bryts dessutom den hydrologiska konnektiviteten, vilket påverkar brukbarheten av bönders mark längs med vattendraget nedströms.

Andra sociala kostnader vid stora dammprojekt har varit omflyttningen av hundratusentals människor. I tropiska regioner har även en ökad sjukdomsspridning, t.ex. malaria, blivit ett omfattande problem.

## 4.3 Störningar

Förutom tidigare nämnda störningar i form av fysiska ingrepp som t.ex. reglering genom vattenuttag, kanalisering eller fördämningar, finns det ytterligare belastningar som kan leda till förändringar i vattendragens ekosystem. Urbaniseringen orsakar påfrestningar i vattendragens ekosystem eftersom exploatering av mark medför en ökning av hårdgjorda ytor och i sin tur kontaminerad ytavrinning. Infiltrationen och grundvattenbildningen minskar, vilket i sin tur kan leda till lägre basflöden i vattendrag under torra perioder (Hjerdt et al., 2006). I ännu större omfattning påverkas vattendragen och deras recepienter av fosfor eller kväve från skogs- och jordbruksmark. Kväve bidrar likt fosfor till eutrofiering och når dessutom via atmosfärisk deposition våra vatten. Eutrofiering av vatten är idag ett omfattande miljöhot, varför kommande avsnitt behandlar här till kopplade processer mer ingående än övriga ämnen. Ytterligare kemiska föroreningar, vilka kan vålla problem då de når vattendragen, är miljögifter i form av bekämpningsmedel, surt regn eller kontaminerad ytavrinning. Som biologiska störningar kan överfiske och introduktion av främmande arter nämnas. I många fall sker en kombination av de nämnda störningstyperna. Exempelvis innebär rensning av diken en fysisk inverkan med en ökad erosion och näringsämnesläckage som följd.

Förutom indelningen i fysiska, kemiska och biologiska föroreningar skiljs även på störningskällor. Katajisto et al. (2003) nämner punktartade och diffusa källor. Punktartade störningar härrör bl.a. från utsläpp av enskilda hushåll, reningsverk och industrier och har tack vare skärpta bestämmelser för utsläpp och teknikens framsteg inom vattenrening reducerats. Diffusa källor däremot kan te sig svårare att angripa. Medan näringsämnesläckage minskar vid konkreta åtgärder, exempelvis en ändrad odlingsteknik, ter det sig svårare med kontaminering som beror på atmosfäriskt nedfall. Det kan dessutom tilläggas att koncentrationen av respektive förorening generellt är betydligt högre vid punktkällor än diffusa källor (Herricks, 1985).

### Näringsämnesläckage från jordbruk

Genom dikning, intensiv brukning av jordbruksmark och insats av gödningsmedel har näringsämnesläckage till vattendrag, sjöar och slutligen havet, blivit till ett allt vanligare problem. En ökad halt av ämnena kväve och fosfor leder till eutrofiering och en ökad biomassaproduktion, vilket i

förlängningen framförallt i bottenkicket av sjöar och kustnära vatten medför syrebrist och slutligen döda bottenar (Isakson et al., 2002). Särskilt gödningsgynnade alger har ökat, vilket, då de oftast är giftiga, lett till en minskning av djurplanktonfaunan och fiskbestånden. Den ökade mängden organiskt material orsakar dessutom ett minskat ljusgenomsläpp och påverkar därmed fotosyntesen av ljuskrävande vattenväxter (Persson, 1999). Kunskap om kvävet och fosforets kretslopp ger en ökad förståelse för möjligheter att minska kväve- och fosforemissionen till vattendrag.

### *Kvävet kretslopp*

Kväve förekommer vanligen i form av lösligt nitrat och når vattendragen via dränering från skogs- och jordbruksmark eller atmosfäriskt nedfall. Nitratet assimileras och byggs in i växtligheten. Då biomassan dött och bryts ned frigörs nitratet i form av ammonium, som på nytt kan bli en byggsten i vegetationen eller genom en bakteriestyrd process oxidera till nitrit. Vid den s.k. denitrifikationsprocessen omvandlas nitrit över lustgas till kvävgas, som i sin tur diffunderar till atmosfären. Dessa processer sker framför allt i biofilm och kräver både aeroba och anaeroba förhållanden. Problem kan dock uppstå då kretsloppet inte sluts. Vid en kombination av låga pH-värden, låg temperatur och låg syrehalt sker en ofullständig denitrifikation, och istället för harmlöst kvävgas avges lustgas (en växthusgas) till atmosfären (Leonardson, 2002).

### *Fosforets kretslopp*

Fosfor når vattendragen i stor utsträckning via ytavrinning från jordbruksmark. Fosfor förekommer som löst fosfat och kan tas upp av växtlighet. Fosfat som inte genast tas upp av växter eller bakterier, binds p.g.a. sin starka reaktionsbenägenhet till lerpartiklar, kalciumkarbonat, humusämnen och organsiska substanser eller ingår i mineralkomplex med järn-, mangan- och aluminiumhydroxider. Organiskt bundet fosfat kan genom skörd av vattenvegetationen avlägsnas från systemet eller sedimentera på samma sätt som det partikelbundna fosfatet i sedimentskiktet. Sedimentering av fosfor är långsiktigt dock ingen godtagbar lösning. Dammars sediment riskerar nämligen att bli till en fosforkälla, då en resuspension kan ske vid höga flöden, starka pH-ändringar eller vid uppkomst av anaeroba förhållanden (Leonardson, 2002). Med vetskap om dessa risker kan det tyckas att det är ytterst viktigt att minska fosforutsläppen i hela avrinningsområdet.

Tumlare står högt i näringskedjan och hotas då dess livsmiljö kontamineras.





## Kontaminering genom miljögifter

Förbränning av fossila bränslen har lett till en ökad halt av försurande ämnen i atmosfären, som sulfat, nitrat och ammonium. Sedan början av 1970-talet har användningen av katalysatorer och blyfritt bensin lett till ett minskat utsläpp av svavel och tungmetallerna kvicksilver och bly. Utsläppen av nitrat och aluminium har dock inte minskats utan fortsätter att stiga, då dessa ämnen binder väte till sig och slutligen når marken via nederbörd.

Nederbördens pH-värde sjunker, eftersom svavel-, nitrat- och ammoniumjoner är negativt laddade. Vid perkolationen i marken binder dessa negativt laddade joner positiva kalcium-, kalium- och magnesiumjoner till sig. Härvid sätts baskatjoner, som tidigare varit bundna till exempelvis kalcium fria, följer vattnets väg och hamnar så småningom i grundvattenflöden, vilka försuras. I de områden som jordmånen är tunn kan det hända att aluminium inte hinner fälla ut och därför hamnar i grundvattnet (Grip et al., 1994). En ytterligare tungmetall som vållar negativa effekter i miljön är kadmium som via fosforhaltig mineralgödsel, kadmiumbatterier, trycksvärta och bildäck hamnat i naturen.

Årligen kommer 500-1000 nya kemikalier ut på marknaden. Kunskapen om nya kemikaliers inverkan på naturens ekosystem är oftast mycket liten och deras effekt i kombination med andra miljögifter okänd. I många fall uppmärksammas och undersöks miljögifters följder först närmare då negativa förändringar påvisats (Bernet et al., 2001). Källor till några av de vanligaste kemikalierna är mjukgörare, flamskyddsmedel, klorerande blekningsämnen, läkemedel, konserveringsmedel, reningsmedel och pesticider. Miljögifter är således mycket vanliga i människans vardag och hamnar via spillvatten från industrier, hushåll eller ytavrinning i våra vattendrag och ingår på så sätt i den hydrologiska cykeln. Problem uppstår, då dessa ämnen är svåra att bryta ned och anrikas i näringskedjan. Negativ inverkan iakttas på evertebrater, alger och konsumenter som står högre upp i näringskedjan, exempelvis fisk eller vattenlevande däggdjur. DDT och PCB är exempel på kemiska föreningar, s.k. *Stabila organiska föreningar*, som håller sig länge kvar i naturen. Idag, närmare 50 respektive 30 år efter användningen av dessa ämnen, kan de fortfarande spåras i Östersjöns sediment och halter kan konstateras i predatorers vävnad (Persson, 1999). Hos människan kan det påvisas samband mellan immunologiska sjukdomar, inverkan på DNA och ökad risk för cancer vid tilltagande kontakt med miljögifter.



Bernet et al., (2001) nämner i en studie över tillbakagången av fisk en rad negativa effekter av kemikaliers inverkan på vattenmiljöer. Så är en ökning av mutationer av cellers DNA, ett sämre immunförsvar och en minskad reproduktion av vattenlevande organismer kopplade till utsläpp av miljögifter. Även dödlighet av fiskar kan exempelvis förorsakas av nervgifter.

### Introduktion av främmande arter

Introduktionen av främmande arter, såväl inom floran som faunan, anses för vattendrag och dess strandekosystem som ett allvarligt hot. Strandmiljön har i regel en hög andel bar jord vilket gynnar nykolonisering av växter och fungerar som spridningskorridor i det alltmer fragmenterade landskapet. Detta antas vara anledningen till att rinnande vatten och strandekosystem är särskilt utsatta och känsliga för introduktionen av nya växtslag (Hjerdt et al., 2006). Främmande och konkurrensstarka arter kan bidra till en homogenisering och degradering av ekosystemet i fråga i de fall inhemska djur- och växtslag undanträngs. Introduktionen av för en plats nya arter kan ske genom införsel och inplantering genom människan eller slumpartad spridning. Men även yttre påverkningar, som exempelvis ändrade pH-värden eller ljusförhållanden, kan leda till att nya arter hittar sin nisch, medan för platsen inhemska arter undanträngs. Introduktionen av främmande djurslag resulterar i ändrade konkurrensförhållanden om t.ex. näring, lekplatser eller levnadsutrymmen. Denna förändring inom en arts habitat kan leda till ett nytt födosöks- och lekbeteende, stress, sämre kondition och tillväxt eller t.o.m. till en lokal utrotning av beträffande art. Även ett förändrat betestryck på strandvegetation eller nya predatorer har inverkan på vattnets artsammansättning.

Exempel på arter, som är på god väg att utrotas till följd av introduktion av främmande arter, är den svenska flodkräftan, som smittats av den nordamerikanska signalkräftans svampsjukdom, allmänt känd som kräftpest. Vidare har den norska laxen drabbats av parasiter som kommit med svensk lax till laxodlingar i Norge. Spridningen av sjukdomar och parasiter sker vid exempelvis import av fiskrom och yngel till odlingar eller via fiskeredskap (Josefsson, 1999). Med anledning av utebliven reproduktion i vattendrag, som byggts ut för vattenkraft, görs i Sverige årligen ett hundratal utsättningar av framförallt öring och lax. Syftet med utsättning av fisk är att bevara beträffande arter samt för att förbättra fisket. Det krävs dock tillstånd av respektive länsstyrelse (Petersson, 2007),



## 5. RESTAURERING

Med restaurering av vattendrag menas såväl miljö- som naturvårdsinsatser, vars syften i regel skiljer sig åt. Miljövård avser omhändertagande av miljögifter och näringsämnesläckage medan begreppet naturvård syftar på skyddandet av djur- och växtsamhällen. I många fall medför miljövårdsinsatser positiva effekter även ur naturvårdssynpunkt och vice versa. Ett exempel är anläggandet av skyddszoner, genom vilka näringsämnestransporten minskar samtidigt som den biologiska mångfalden i det oftast starkt fragmenterade åkerlandskapet ökar.

Följande avsnitt behandlar betydelsen av EUs Vattendirektiv för förvaltningen av Sveriges vatten. Då eutrofieringsproblematiken av insjöar och Östersjön uppmärksammats sedan 60-talet, har de flesta restaureringsinsatserna längs vattendrag i Sverige fokuserats på näringsämnesläckage. Denna fokus har framförallt i det skånska åkerlandskapet lett till anläggandet av ett stort antal dammar.

I detta kapitel har jag dock valt att belysa aspekter som rekreativa och ekologiska värden som vattendragsrelaterade restaureringsåtgärder kan medföra. Det bör även betonas att olika intressegrupper i regel har skilda intentioner för restaureringen av vattendragsmiljöer. Så kan t.ex. landskapsbilden förbättras, tillgängligheten och rekreativa värden ökas, den biologiska mångfalden gynnas eller värdefulla kulturmiljöer bevaras. I de flesta fall behöver grupperns skilda intentioner inte leda till allvarliga intressekonflikter utan kan utan större problem förenas med varandra.

Återmeandring av Klingavälsån (Foto: Patric Olofsson).

## 5.1 Förvaltning av våra vatten

I dagens läge är rent dricksvatten på global nivå en begränsad resurs. Även i Europa är vattenkvaliteten på många orter otillfredsställande. Så klassas t.ex. 20 % av medlemsstaternas ytvatten för allvarligt hotade och 65 % av Europas städer överutnyttjar sina grundvattenresurser vilka utgör en huvudkälla till dricksvattnet inom Europa (Europeiska kommissionen, 2002). Med avsikt att långsiktigt säkerställa vattenresurser för kommande generationer antog den Europeiska Kommissionen *EU:s Ramdirektiv för vatten*, vilket trädde i kraft under december 2000.

Ramdirektivet avser skydd av allt vatten, d.v.s. vattendrag, sjöar, grundvatten såväl som kustnära vatten och är ramen för all vattenplanering och vattenvård inom medlemsstaterna. Målet är att samtliga Europeiska yt- och grundvatten ska ha nått en god status fram till år 2015. Detta ambitiösa mål kräver såväl ett gränsöverskridande arbete mellan lokala, regionala, nationella och internationella intressegrupper som en integration av jordbruks-, fiske- och energipolitiken. Den Europeiska Kommissionen eftersträvar till följd därav ett engagemang på alla nivåer; bland medborgare, företagare, statliga och icke statliga organisationer och lokala och regionala myndigheter. Ett av Ramdirektivets främsta syfte är att, genom en övergripande lagstiftning för nyttjandet av vatten, skapa en helhetssyn på Europas och enskilda länders vattenresurser. Vattendirektivet innebär ett nytt angreppssätt av vattenrelaterade frågor, då vattenförvaltande arbeten nu definieras utifrån respektive avrinningsområden och inte begränsas utav samhällets administrativa gränser.

Inom det gränsöverskridande arbete för skyddandet av akvatiska ekosystem ställer direktivet bl.a. krav på att föroreningar skall förebyggas vid sin källa. Även en prissättningspolitik eftersträvs. Ramdirektivet kräver att varje medlemsstat tar fram en prissättningspolitik för vatten. Avsikten är att alla användare ska bidra på ett lämpligt sätt, samtidigt som hänsyn ska tas till regioners olika sociala, ekonomiska och fysiska förutsättningar. Prissättningen av vatten ska vara en motivation för brukarna till en effektiv vattenanvändning och täcka kostnader för att upprätthålla vattenresursernas kvalitet (Vattenmyndigheterna).

För ett effektivt genomförande av direktivet ställs klara tidsfrister och krav på hur medlemsstaterna ska organisera sitt vattenarbete. Däremot anges inga specifika värden för vad som menas med målsättningen om en *god status* av alla yt- och grundvatten år 2015. Tabellen nedan visar tidsfrister för Ramdirektivet.

Tidsfrister inom EU:s Ramdirektiv för vatten:	
2003	Nationella och regionala vatten- och miljölagar anpassas till direktivet. Samarbete kring avrinningsområden träder i kraft.
2004	Uppställande av en analys som innehåller ett åtgärdsprogram. Åtgärdsprogrammet baseras på en beskrivning av vattenanvändningens påverkningar, avrinningsområdets karaktär och vattenstatus samt en ekonomisk analys. Analysen skall leda till ett åtgärdsprogram som kommer att träda i kraft senast år 2012.
2006	Övervakningsprogram ska vara i funktion som ett underlag för vattenförvaltningar.
2008	Förvaltningsplaner, vilka fungerar som riktlinje vid genomförandet av åtgärdsprogrammen, ska framläggas för allmänheten.
2009	De första förvaltningsplanerna för avrinningsområden publiceras.
2015	Vattenresurserna bör ha nått en <i>god</i> ekologisk och kemisk status.

Trots att man i Sverige har arbetat med miljökvalitetsmål sedan 1999 har Ramdirektivet för vatten inneburit en banbrytande förändring i förvaltningen av våra vatten. Ramdirektivet har för Sverige inneburit en ny organisation av de vattenvårdande myndigheterna. Enligt riksdagens beslut är Sverige numera indelat i fem vattendistrikt, som är baserade på tillrinningsområdena av de fem havsbassängerna: Bottenvikens-, Bottenhavets-, Norra Östersjöns- och Västra Götalands vattendistrikt. Distriktens indelning har därmed skett enligt naturgeografiska och inte administrativa gränser. I varje distrikt ingår en av länsstyrelserna som vattenmyndighet och ansvarar för uppföljningen av Ramdirektivet och har därmed det yttersta ansvaret för förvaltningen av vattenmiljöerna i respektive distrikt. Vattenmyndigheterna vars uppgift är samordnande och inbegriper fastställande av miljökvalitetsnormer, förvaltningsplaner och åtgärdsprogram, representeras av stat, kommuner och vattenrelaterade privata intressen (Lundquist et al., 2004). Ovan nämnda dokument tas fram av myndighetens beredningssekretariat. Arbetet skall



ske i samspråk med kommuner, vattenvårdsförbund och lokala intressegrupper. Beslut tas sedan inom varje distrikt av den s.k. vattendelegationen, vars medlemmar består av högst elva förtroendemän som utsetts av regeringen (Vattenmyndigheterna).

## 5.2 Intressekonflikter

De vanligaste intressekonflikterna uppstår mellan olika typer av användningsområden eller mellan människan och ekosystemets behov. Några exempel är konflikter mellan fördämningar kontra vandringshinder, biologisk återställning av vattendrag kontra bevarandet av spår efter flottning och annan vattenrelaterad kulturhistoria, såsom t.ex. anläggandet av träd- och buskridåer på öppna madängar (Dedering, 2005).

Samhällsekonomiska tvister, framförallt i tätbebyggda områden, kan uttrycka sig i rädslan att vägnät, broar eller husgrunder kan översvämmas p.g.a. restaureringsåtgärder (Hjerdt et al., 2006). Skilda meningar mellan markägare, myndigheter och markägare eller myndigheter på olika nivåer kan fördröja eller t.o.m. stoppa restaureringsprojekt. Det är därför viktigt att inleda ett konfliktförebyggande arbete redan i ett tidigt planeringsskede. Allmänheten och skilda intressegrupper bör i form av tidiga samråd få möjligheten att yttra sina intentioner med respektive projekt. Olika användargrupperns syfte med restaureringsprojekt av vatten kan skilja sig åt: från exempelvis främjandet av vadarfåglar; tillvaratagandet av värdefulla kulturminnen; omhändertagande av dagvatten eller skapandet av rekreativa strövstigar. Positiva erfarenheter har gjorts genom tvärsektoriell utbildning och gemensamma fältbesök samt tidiga samråd med insyn för allmänheten. I de flesta fall, förutsatt att samtliga parter är beredda till kompromiss, kan alternativa lösningar hittas (Dedering, 2005).

## 5.3 Ekologisk fokus

Fragmenteringen genom stora åkerarealer, monokulturer, motorvägar och hårdgjorda ytor utgör vandringshinder såväl för många insektsarter, amfibier, däggdjur som växter. Jedicke (1994) menar att strukturen av landskapet varit grunden till den maximala diversiteten under 1700-talet. Naturskyddet bör därför inte nöja sig med punktinsatser utan även försöka att skapa korridorer mellan likvärdiga biotoper, som idag oftast endast finns undanträngda som små isolerade öar i åkerlandskapet.



Erosionsskador på gång- och cykelväg längs åkant.



Storspoven en av arterna som gynnats vid restaureringen av ängsarelerna längs Skjern. (Foto: Stefan Hage).



Fragmenterad åkerlandskap med ringa upplevelsevärden och avsaknad av habitat för fåglar och småvilt.

För att säkerställa överlevnaden av en art bör ett genutbyte kunna ske; flera delpopulationer måste finnas inom ett rimligt spridningsavstånd. Skapandet av korridorer kan dock i vissa fall även leda till undanträngandet av tidigare isolerade specialister, då generalister får möjlighet att sprida sig till specialisternas habitat. Vid naturskyddsarbeten ses det oftast till enstaka arter eller grupper, vilket innebär att relativt få arter skyddas som dessutom är relativt lätt att identifiera. Försummats har vid bevarandearbeten framföralltflugor och myggor, som spelar en viktig roll inom både land- och vattenekosystem. För att minska risken att vissa arter blir förbisedda förespråkar Jedicke (1994) därför att prioritera skyddandet av rödlistade arter. Dessa kan, p.g.a. sina oftast höga krav på sin livsmiljö, tjäna som indikatorer. Om förutsättningar för dessa arter skyddas menar Remmert (1988, i Jedicke, 1994) att en mängd andra arter med lägre krav samtidigt främjas. Enligt Jedicke tar det s.k. biotopförbunds-konceptet upp just denna tanke. Genom att bevara, utvidga och återskapa biotoper och länka dessa via spridningskorridorer till varandra, skapas förutsättningar för en högre diversitet (Jedicke, 1994).

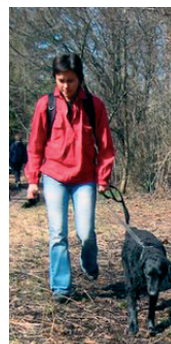
Restaureringen av vattendrag och anläggandet av skyddszoner främjar många rödlistade arter, samtidigt som det automatiskt bildas spridningskorridorer. Vattenvårdsarbetet kan därför ses som en viktig del i Jedicke's biotopförbunds-koncept som även har tydliga paralleller till andra författares önskan om att eftersträva återskapandet av vattendragens dynamik och konnektivitet (Hjerdt et al., 2006). Med konnektiviteten menas här vattnets transport av materia, energi och organismer inom eller mellan komponenter i fyra dimensioner. Denna konnektivitet återfås då vattendragets hydrologiska egenskaper återställs, d.v.s. förutsättningar för flödesdynamiken och därmed förknippad översilning av strandområden skapas. Flödesdynamiken uttrycker sig i variationer inom ett och mellan olika år och anses vara en av de betydelsefullaste faktorerna då det gäller att främja den biologiska mångfalden i och längs vattenekosystem (Hjerdt et al., 2006).

## 5.4 Fokus på rekreation och samhällets nytta

I dagens samhälle har människors vardag blivit allt jäktigare och behovet av tätortsnära rekreationsområden har ökat. Storskaliga åkerlandskap är till den rekreationssökande människan dock allt som oftast inte lämpliga. Framför allt brister åkerlandskapet i sin tillgänglighet. Traktorvägar, som skulle kunna nyttjas som promenadstigar, slutar mitt i ingenstans eller skärs av genom motorvägar, järnvägsspår och diken. Även landskapsbilden, vilken i slättlandskapet allt som oftast utgörs av monokulturers stora fält och endast indelas av artificiella objekt som elledningar, har ett ringa rekreativt värde. Rekreativsvärdet ökar ju fler positiva intryck besökaren får av ett område. Undersökningar har visat att positiva intryck av en plats är kopplade till dess strukturella mångsidighet i form av estetiska värden (Asseburg, 1985). Estetiska värden utgörs av landskapselement som träridåer, bryn, spridningskorridorer, vegetationsöar eller solitärer. Dessa strukturer höjer i sin tur, genom att främja den biologiska diversiteten, ytterligare upplevelsevärden för människan. Ridåer har inte endast betydelse för det visuella intrycket av landskapet utan fungerar även som bullerskydd, vindskydd eller som svalkande skugga under sommaren. Asseburg (1985) poängterar att rekreativsvärdet även höjs utav positiva intryck via de övriga sinnen. Kvittrande fåglar, smaken och dofter av frukt, prasslande löv, värmande solstrålar och svalkande skugga såsom stigens markunderlag är några exempel på sinnesintryck som höjer en promenadsträckans rekreativsvärde.

Utan tvekan spelar vattendragsrestaurering en viktig roll i arbetet för en ökad tillgänglighet av tätortsnära naturområden samt höjning av deras upplevelsevärden. Restaureringsåtgärder leder inte endast till en ökad tillgänglighet av landskapet utan även till ett viktigt landskapselement –vattnet. Vid anläggning av skyddszoner ges utrymme för gång-, rid-, kanot- och cykelstigar. Avfasning av strandslänter, höjning av vattennivån och uppbyggnad av kulverterade vatten är exempel på komplimenterande åtgärder till skapandet av skyddszoner som förutom sin miljönytta även är av värde för den rekreationssökande människan.

Höger: En ökad tillgänglighet i landskapet gynnar rekreativa aktiviteter. (Foto häst: Stefan Weidner, Foto hund: Jörgen Sjödin).





## 6. KONKRETA ÅTGÄRDER

I kommande avsnitt behandlas restaureringsåtgärder som var för sig eller i kombination, kan tillämpas på åkerlandskapets modifierade vattendrag och diken. Tidigare beskrivna dränerings- och dikningsåtgärder har medfört såväl en degradering av vattendragens morfologi, fuktighetsgradienter och vegetation längs vattendraget som en rakare linjeföring. Följderna är en ökad erosion och sedimenttransport, ett ökat rensningsbehov, igenslamning av ynglingsplatser, en högre vattentemperatur samt en minskad syrehalt och flödesvariation. Dessa förändringar har lett till en degradering av den biologiska mångfalden och en minskning av vattendragens självrenande förmåga (Petersen et al., 1992). I samband med markanvändningen, utsläpp från industrier, reningsverk och enskilda hushåll och den ökade ytavrinningen från tätorter har modifieringar i och längs vattendrag dessutom bidragit till en eutrofieringsproblematik såväl för själva vattendraget som för dess recipient. Det bör poängteras att de beskrivna restaureringsåtgärderna inte endast avser reduktionen av näringsämnestransporten till vattendragen utan även angriper övriga nämnda problem.

### 6.1 Skyddszoner

Skydds- eller buffertzoner kan vid restaureringsåtgärder ses som det första och viktigaste steget i närmandet av ett naturligt vattendrags funktioner. Skyddszoner utgörs av icke odlade remsor längs med båda sidor av vattendraget. Till utseendet kan skyddszoner skilja sig i sin bredd, lutning och vegetation. I de flesta fall är skyddszoners främsta syfte att öka vattendragets avstånd till odlad, d.v.s. plöjd mark, för att på så sätt nå en minskad näringsämnestransport till vattendraget. I förlängningen har skyddszoner därför en positiv inverkan på recipienters eutrofieringsproblematik.

Skyddszoner medför dessutom en rad andra positiva effekter som just för vattendragets ekosystem är av minst lika stor, om inte större, betydelse. Strandslänten stabiliseras, risk för erosion minskar och därmed sedimenttransporten i vattendraget. Detta gynnar fisken vars reproduktion går tillbaka då lekbottnar sedimenterar igen. Även evertebraters livsmiljöer, vilka står långt ner i näringskedjan och fungerar som nedbrytare, främjas. En mindre sedimenttransport är även i dikningsföretagens intresse, eftersom systemets dränerande effekt då kan bibehållas med ett minskat rensningsbehov.

Avsaknad av skyddszon intill dräneringsdike.





Buffertzoner har även positiva effekter sett till vattendragets terresta miljöer. Sammanfattningsvis kan sägas att skyddszoner, genom medveten utformning, kan öka tillgängligheten och komplexiteten i det oftast starkt fragmenterade åkerlandskapet. En ökad komplexitet i form av träd- och buskridåer erbjuder i sin tur skydd, habitat och spridningsvägar för småvilt, fåglar, insekter och växtlighet.

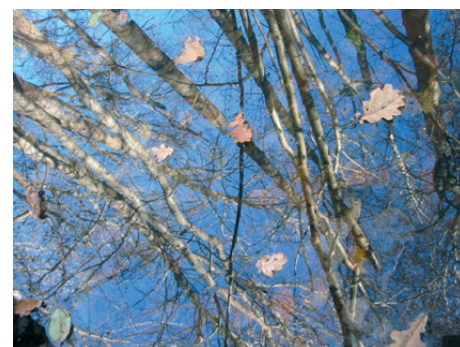
### Vegetation i skyddszonen

Ört- och grässkikt inom skyddszonen är likt vedartad vegetation effektiva i minskningen av fosfor- och kväve transporten till vattendrag. Växtligheten verkar dels genom att ta upp näringsämnen och binda dessa till sin biomassa och dels genom rötters stabiliserande verkan av slänter vilket leder till en minskad erosion (Vought, 1995). Träd- och buskvegetation utgör, i det storskaliga jordbrukslandskapet, även ett skydd för insekter och småfåglar mot exponering för vind (Jedicke, 1994). Träd och buskar fångar dessutom upp pesticider som annars hade hamnat i vattendraget och minskar jordflykten.

Djupgående rötter ökar infiltrationen, och skapar, då rötterna letar sig in i vattendraget, habitat för evertetrater och fisk. Trädens skugga minskar dikets igenväxning, behovet av rensning och därmed skötselkostnaden av kanalen. Skuggning medför även en temperatursänkning och därmed syresättningen av vattnet, vilket gynnar laxartad fisk och evertetrater. Strandvegetation utgör dessutom en viktig näringskälla för akvatiska organismer, då lövförna tillförs från den terresta till den akvatiska miljön. Utbyte åt motsatta håll sker i form av lösta organiska partiklar som vid översvämningar återgår till landekosystemet (Madsen, 1995). Det finns även studier som pekar på att restaureringsprojektens framgång står i tydligt samband med längden skogsbeklädd strand (Storey et al., 1997).

Genom skörd av vegetationen kan kväve och fosfor, som bundits till växtmaterial, varaktigt avlägsnas från systemet. Växternas upptag av fosfor och kväve optimeras då planteringen hålls i ett ständigt tillväxtstadium. Haycock et al., (1993) menar att det ur ekologisk synvinkel är positivt att beskära växtligheten i etapper. Beskärningen kan ske selektivt eller schablonmässigt då området delas in i olika partier. Förutom att hålla tillväxten i biomassan högt skapas på så vis bestånd med högre komplexitet och varierande ålder. En kontinuerlig skötsel anses dessutom positivt eftersom ett alltför tät trädskikt inte släpper igenom ljus till markskiktet, vilket resulterar i bar mark och en risk för erosion.

Exempel på vegetationens positiva effekter: Skuggning, lövförna, rötter som ökar komplexitet i bädden och stabiliserar strandbrinken. (Översta foto: Marika Stenberg).





Vid val av växtlighet och dess placering bör funderas över planterings syfte: Medan småfåglar gynnas av busk- och trädåder missgynnas vadarfåglar eftersom höga träd utgör utsiktsplatser för predatorer som kråkfåglar. (Foto nedan: Stefan Hage).



En årlig skörd innebär dock en avsevärd omkostnad som i jämförelse till anläggandet av våtmarker minskar skyddszonens kostnadseffektivitet per kg renat kväve eller fosfor. Odling av snabbväxande energiskogar av sälg eller vide inom buffertzonen skulle kunna minska kostnaderna, dels då skörden kan säljas och dels p.g.a. att det finns statliga bidrag för odlingen av energiskogar (Hjelm, 2003). Grövre vedartat material kan med fördel lämnas inom skyddszonen för att främja vedartade insekter.

Inför val och etablering av växtlighet bör man fundera över respektive buffertzons syfte utöver näringsretention. Höga träd- och buskbestånd inom en tätortsnära skyddszon som är tänkt att fungera som promenadstråk kan eventuellt skapa otrygghet. Plantering av vedartad vegetation kan även strida mot platsens historiska bakgrund, i de fall det förekommit ett traditionellt ängsbruk. Även långvarigt bete kan, då platsen inte gödslats, ha lett till en ytterst artrik grässvål. Detta, samt gynnande av vadarfåglar är intressen som talar mot etableringen av vedartad vegetation.

Placeringen av träden sker lämpligen i sydvästligt läge för att nå bästa möjliga skuggningseffekt (Hagerberg et al., 2004). Eftersom det i de flesta fall är viktigt för dikningsföretagen att dikets eller vattendragets dränerande effekt inte förloras bör planteringen av buskar och träd ske på ett sätt som säkerställer framkomligheten till vattendraget för en eventuell framtida rensning. Etableringen av träd- och buskskikt inom buffertzonen ökar komplexiteten i odlingslandskapet, vilket inte endast leder till fler habitat för djur utan även ökar upplevelsevärden för människan.

### **Skyddszonens effektivitet vid retention av fosfor och kväve**

Skyddszoners effektivitet, sett till mängden fosfor och kväve som uppehålls, varierar för olika platser. Generellt finns dock ett samband mellan skyddszonens bredd, graden av kväve- respektive fosforhalten av det undersökta vattnet samt andelen infiltration kontra ytavrinning. Enligt Petersen et al., (1992, se Doyle et al., 1977) sker den huvudsakliga kväveretentionen från ytavrinning inom de första 10 metrarna av en buffertzona, för att plana ut ju bredare zonen blir. Liknande förhållanden för fastläggning av fosfor har studerats. Minskningen av reningseffektiviteten efter ett visst antal meter kan förklaras med att koncentrationen av kväve

och fosfor minskar med sträckan som vattnet passerat. En procentuellt hög retention per ytenhet förutsätter alltså inte nödvändigtvis en bredare skyddszon.

Eftersom minskningen av mängden kväve- och fosfor i förhållande till skyddszonens bredd inte är linjärt kan det ur kostnadssynpunkt vara relevant att förespråka anläggandet av tio meter breda buffertremsor i jämförelse med exempelvis 30 meter breda zoner. Berquist (1999, se Berstrand 2006) poängterar dock att buffertzonens bredd från fall till fall bör anpassas efter platsens förutsättningar. Ytterligare faktorer som spelar in i skyddszoners effektivitet är vegetation, årstid, och vattenmättnad av jorden. (Vought et al., 1994).

Vid betraktandet av skyddszoners reningskapacitet bör man skilja på ämnestransport via ytavrinning och infiltrerande flöden (Vought et al., 1994). Kväve och fosfor har olika egenskaper eftersom de når vattendraget på olika vägar. Fosfor är reaktionsbenägen och ingår föreningar med andra partiklar, vilket leder till att fosfor i huvudsak når vattendragen via ytavrinning. Kvävet däremot söker sig i form av lösligt nitrat med markvatten nedåt i profilen och kommer via underjordiska strömmar till vattendraget. Då de flesta åkerarealer är dränerade sker denna transport via dräneringsrör, varför denitrifikationsprocesser eller kvävet upptag via växtlighet inte kan äga rum. Skyddszonen är därför en effektivare barriär för fosfor än kväve, såvida dräneringsrören inte bryts upp eller översilningsytor längs med vattendraget skapas. För en effektivare nitratreduktion krävs således, förutom anläggandet av skyddszonen, även miljöer som gynnar denitrifikations-processer, som exempelvis en strandzon. Dessa miljöer kan ingå som en del i skyddszonen och beskrivs utförligare i kommande avsnitt under *Avfasning* och *Hästskovätmarker*.

Studier av Hoffman (1998) efterliknar regelbundna översvämningar (med vatten av känd nitrat-/fosforhalt) av ängsmarker i små, 2 x 2 m avgränsade ytor och kan likställas med infiltrerande flöden i skyddszoner. Prover togs på ett antal olika djup, efter det att vattnet perkulerat genom jorden. Experimentet visar ett tydligt samband mellan nitratets reducering och profilens djup. Genom denitrifikation i det översta jordskiktet, 0-2 cm, reduceras nitratet med 80 %. Nitrathalten fortsätter att minskas med ökande djupet, tillbakagången är dock inte lika påfallande som i översta jordskiktet och skulle kunna härledas till tidsaspekten.



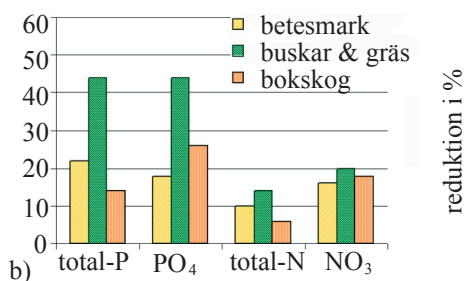
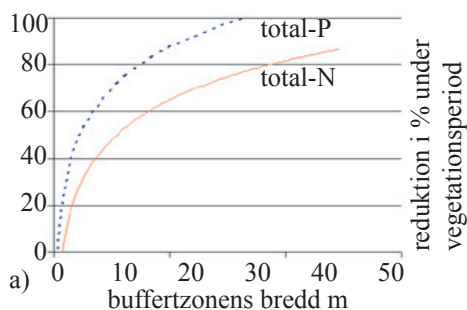
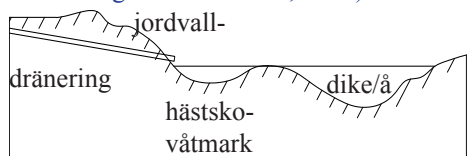


Diagram a) Skyddszoners reningseffektivitet i förhållande till zonens bredd. (Modifierat enligt Haycock & Burt, 1991, se Vought 1994). b) Reningseffektivitet av skilda vegetationstyper i fyra meter breda buffertremor i Skåne. (Modifierat enligt Vought, 1994).

Principskiss över hästskovåtmark. (Modifierat enligt Petersen et al., 1992).



Motsvarande studier har utförts på vatten med en känd fosforhalt. Fastläggandet av fosfor, som inte tagits upp av växtlighet, är som tidigare nämnt, beroende av mineraler och metaller. Precis som vid reduktionen av kväve, visar Hoffmans studie, att avgörande faktorer för minskningen av halten fosfor är djupet och tiden.

Diagrammen visar den genomsnittliga procentuella minskningen av fosfor och kvävetransporten till vattendrag via ytavrinning i förhållande till buffertzonens bredd respektive till vegetationstyp, i fyra meter breda buffertzoner (Haycock och Burt, 1991, se Vought 1994).

## 6.2 Hästskovåtmark

Vid anläggning av skyddszoner ökas, som tidigare beskrivits, avståndet mellan vattensystemet och den odlade marken. Den dränerande effekten på åkermarken bibehålls vilket innebär att dräneringsrören trots skyddszon mynnar ut direkt i slänten av åfåran. Framförallt det lättlösliga kvävet, men även en viss del partikelbunden fosfor, når då via dräneringen vattendraget. Vid rören mynning sker en ökad erosion som även den genererar en eutrofiering i fåran. Hästskovåtmarker kan därmed ses som ett tillägg i skapandet av skyddszoner och har som syfte att bromsa upp flödet från respektive dräneringsrör. Detta gynnar dels denitrifikationsprocesser och leder dels till en minskad erosion och sedimenttransport till vattendraget. Utformningen av hästskon kan variera från fuktig gräs- och buskbevuxen mark till en minidamm på åtta gånger tio meter.

Hästskovåtmarken kan med fördel grävas som en bukt mot åkermarken, eftersom dräneringsrören då inte riskerar att bli igensatta av busk- eller trädrötter. För att minska direkt partikelemission till hästskovåtmarken från åkermarken via ytavrinning föreslår Petersen et al., (1992) dessutom en låg jordvall mot åkern.

Generellt kan tilläggas att en kanalisering inte är önskvärt i minidammvarianten, eftersom vattnets uppehållstid i så fall minskar. En hästskovåtmark av storleken 8 x 10 meter bidrar till en uppskattad kvävereduktion på 4 kg per år. Gore (1985) menar att närsaltsbelastningen av ett vattenförande dike, och därmed sin recipient nedströms, kan minskas väsentligt ju fler hästskovåtmarker som anläggs. Genom skörd av växtlighet kan en hög tillväxt av biomassa och därmed näringsupptag bibehållas. Skörden bör inte ske under häckningssäsong, men före lövfällningen. Om det sker en stark sediment-

ing i hästskovåtmarken krävs muddring. I annat fall riskeras vid, starka regn, en resuspension av fosfor.

Ett alternativ till hästskovåtmarker vid flacka markförhållanden är att avlägsna eller plombera dräneringsrör för att låta vattnet infiltrera. Nyttan ökar med avståndet från dräneringsmynningen till vattendraget. Denna sträcka kan ökas genom en meandrande linjedragning, eller genom att leda vattnet parallellt med vattendraget en stycke (Vought, 1995).

### 6.3 Avfasning av strandbrinkar

Som tidigare beskrivits ökar erosionen vid rätade diken tills vattendraget uppnått ett dynamiskt jämviktsläge igen. Strömmen för med sig material från kanalväggarnas botten, överhäng skapas, vilka slutligen rasar ner i kanalbädden. Den ökade transporten av sediment ger upphov till ytterligare erosion av kanalväggarna nedströms. Kanalen grundas allt eftersom upp, vilket leder till ett rensningsbehov, om dikets dränerande verkan ska bibehållas. Rensningen i sin tur leder till en ökad erosion, eftersom vegetationen i regel avlägsnas och åter branta slänter skapas.

Eftersom erosionen är större ju brantare släntens lutning är, rekommenderas att slänters lutning inte bör överstiga 1:4 (Petersen, 1992). I de fall det inte är möjligt att tillåta en uppgrundning av diket och låta grundvattennivån åter stiga, ger avfasning av strandbrinkarna bra resultat. Beroende på hur avfasningen utförs kan, förutom en minskning av erosionen, även en strandzon åstadkommas. Låglänta zoner längs med vattendraget genererar syrefria miljöer och ökar den laterala konnektiviteten vid höga flöden, då vattnet tillåts träda över strandkanten. Förutom att fuktighetsgradienter, vilka är gynnsamma för den biologiska mångfalden och denitrifikationsprocesser, återskapas kan vattenflödet vid avfasade diken bryta sig ur den rätade dragningen. Flödestoppar kan jämnas ut och vattnets uppehållstid ökas. Intressant ur retentionssynpunkt är även sedimenteringen av fosforbundna partiklar på strandzonen (Nielsen et al., 1995). Enligt Stuart Bunn (u.d., i Hjerdt, 2006) har utformningen av vattendragens strandzoner t.o.m. större betydelse för partikelmängden som når de marina vatten än markanvändningen inom respektive avrinningsområde.

Petersen (1992) föreslår för båda sidor av ett vattendrag tio meter breda skyddszoner. Där vardera två meter närmast åkern förblir i omliggande landskapets nivå, medan de två meter



Ovan: Ju brantare slänterna är, desto högre är erosionsrisken. Nedan: Betydligt mindre erosion nås vid avfasade, vegetationstäckta slänter och slingrande linjedragning.



Nedan: Då strandkanterna inte är branta tillåts en översilning av strandzonen, vilket gynnar denitrifikationsprocesser och fastläggandet av näringsrikt sediment.





Stående vatten till följd av packningsskada.

närmast vattnet avplanas till en nivå som kan översilas. De resterande sex metrarna emellan nyttjas för att ta upp nivåskillnaden. Som tidigare nämnt ökar erosionsrisken med ökande fall och därför rekommenderas maximalt ett fall på 1:4. För den ovan beskrivna modellen innebär detta att en nivåskillnad på 1,5 meter, inom en totalt tio meter bred skyddszon, kan tas upp. I dagens läge finns ingen forskning kring skyddszoners och sluttningars utformning, varför det från fall till fall bör undersökas vilket det lämpligaste utförandet av eventuella avfasningar är.

Hantering av jordmassor är med ca 30 kr per m<sup>3</sup> den dyraste faktorn vid avfasningen av strandbrinkar och är i många fall endast ekonomisk försvarbar ifall massorna kan hanteras och läggas ut i närliggande områden. Förutsatt att lutningsgraden och bredden av skyddszonen är konstant stiger således kostnaderna för avfasning ju djupare vattennivån i förhållande till den intilliggande marken är.

Körning av tunga maskiner vid avfasningsarbetena bör inte ske vid fuktiga markförhållanden och helst undvikas på åkermark. Jorden riskerar annars att kompakteras. Packningsskador på marken leder till sämre växtförhållanden för grödor, en minskad infiltration och en ökad ytavrinning.

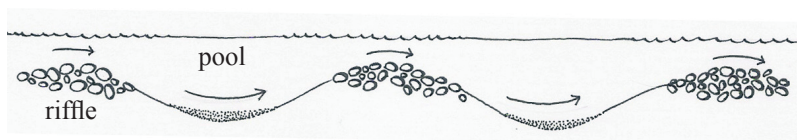
I de fall det inte genomförs en insådd eller plantering av växtlighet kan matjordslagret vid anläggningsarbetena tas till vara och läggas tillbaka. På så sätt nyttjas den befintliga fröbanken och marken täcks snabbare av växtlighet. Eftersom matjordslagret oftast är mycket näringsrikt lämpar det sig dock inte att lägga tillbaka detta jordlager om det önskas en etablering av en artrik slätteräng.

Förutom matjorden kan även större stenblock tas till vara. Då dessa läggs ut i åkanten bromsas vattnets flödesenergi upp och vattnet börjar leta sig nya vägar med minst motstånd. På så vis gynnas och påskyndas bildningen av en slingrande linjeföring.



## 6.4 Riffles och pools

Riffles och pools är den engelska beteckningen för naturligt förekommande omväxlande flacka och djupa zoner i ett vattendrag. Riffles är grusansamlingar där grusets storlek bestäms av avrinningsområdets geologiska egenskaper och vattensystemets flöde. Det har observerats att riffles och pools återkommer i samma intervall som meanderslingor, d.v.s. med ett mellanrum fem till sju gånger vattendragets bredd. Förhållandena gäller även för sträckta vattendrag och antagligen har uppkomsten av flacka och djupa zoner med vågrörelsen att göra (Leopold et al., 1964). Vattenflödet sorterar material på bäddens grund, grövre och finare material samlas var för sig, vilket leder till en varierad bottenmiljö.



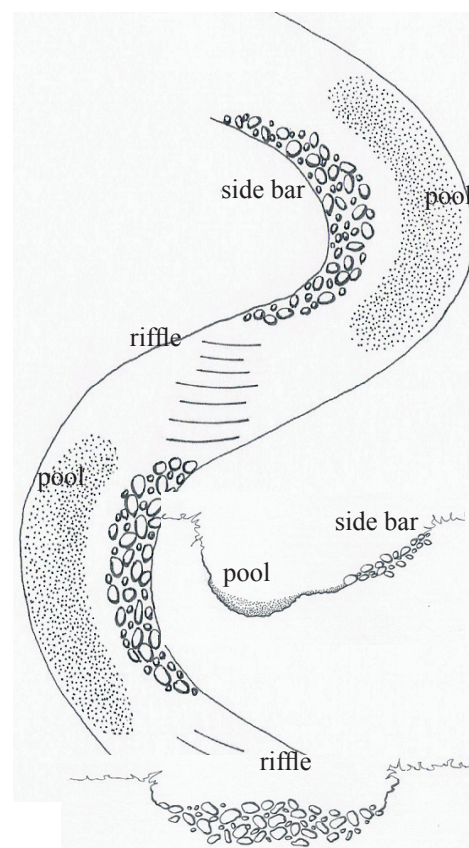
Vänster: Riffle och pool. (Modifierat enligt Madsen, 1995).

Anläggandet av riffles och pools är ett viktigt steg i restaureringsarbetet av strömmande vatten. Eftersom riffles är grundare, tilltar strömningen vid dessa partier, flödet blir turbulent och syrehalten ökar lokalt. Vid de djupare partierna saktas vattnets hastighet ned och fint material sedimenterar. De tidigare nämnda måtten på förekomsten av riffles och pools kan vid restaureringsarbeten användas som en grov riktlinje. En mycket exakt placering av gruset är nämligen inte nödvändigt eftersom vattendraget särskilt vid starka flöden omfördelar materialet igen (Vought et al, 1992).

Även rätade kanaler som oftast har branta slänter visar på tendensen att skapa riffles och pools (Madsen, 1995). Ett vanligt problem är dock att gruset, p.g.a. dikesrensning och en ökad erosion, oftast sätts igen. Även vid restaureringsåtgärder som avfasning av strandbrinkarna eller grävning av nya meanderslingor är till en början en ökad erosion att förvänta. Därför är det meningsfullt att avvakta med utläggningen av grus tills den omgivande marken är täckt av vegetation och strandbrinkarna stabiliserats.

För att minska risken av igenslamning kan dessutom anläggandet av sedimentfällor vara aktuellt. Dessa anläggs i form av fördjupningar i kanalbädden efter delsträckor av kanalen med en ökad sedimenttransport. Sedimenttransporten kan vara av tillfällig karaktär, efter lyckade restaureringsåtgärder, eller kontinuerlig, exempelvis efter uträtade delsträckor. I sistnämnda fallet är det lämpligt att muddra sedimenteringsfällan då den fyllts upp. Medan

Riffle och pool sekvens i ett meandrande vattendrag. (Modifierat enligt Madsen, 1995).



Grävmaskinisten har en viktig roll i ett projekts genomförande. Utbildning och ett tätt samarbete mellan alla berörda parter minskar risken för missförstånd och deras ev. kostsamma följder.



sedimenteringsfällor som endast tillfälligt tar emot en ökad partikeltransport kan tillåtas grundas upp. Ett ytterligare alternativ, som även kan användas i kombination med sedimentfällan, är en lokal styrning av vattnet på så vis att gruset, p.g.a. ett ökat flöde, inte kan sättas igen med finare partiklar.

Förutom syresättning fyller riffles en viktig funktion som habitat för evertebrater och lekbottnar för fisk. Djupare och lugnare partier, d.v.s. pools utgör däremot viloplatser och gömslen för fisk. Att riffles i många fall orsakar en lätt höjning av vattennivån uppströms (Madsen, 1995) bör beaktas vid val av platserna för utläggningen av gruset. Platser där en lätt fördämmande effekt inte är acceptabelt bör undvikas eller gruset grävas ned. En vidare tumregel är att grusskiktet inte ska understiga en tjocklek av 20 cm (Nielsen, 1995).

## 6.5 Meandring

Rinnande vatten strävar efter att finna vägen med minst motstånd och når därför så småningom en meandrande linjedragning. Definitionen för övergången från sträckta till meandrande system är ett vindningstal på 1,5. En meandrande linjeföring medför en uppbromsning av flödet samt en fördelning av dess energi då strandbrinkarna i ytterkurvan eroderar och materialet sedan sedimenterar i innerkurvan. Förutom den minskade erosionen och sedimenttransport ökar kanalens komplexitet: tre aspekter som gynnar vattnets självrenande förmåga och därför bör eftersträvas.

Att återskapa meander är vanligen förknippat med svårigheter, eftersom tidigare dikningsarbeten och modifieringar av vattendraget allt som oftast inneburit en fördjupning av kanalbädden (Vought, 1995). Eftersom schaktmassorna i regel utgör den största kostnaden kan en höjning av vattennivån rekommenderas. Vid flacka områden innebär en höjning av vattennivån dock oftast ett stort platsanspråk, vilket i sin tur kan leda till stora inköpskostnader av mark. I områden där det förekommer nivåskillnader är det i regel lättare att hitta lösningar som inte berör intressen av angränsande markägare i samma omfattning.

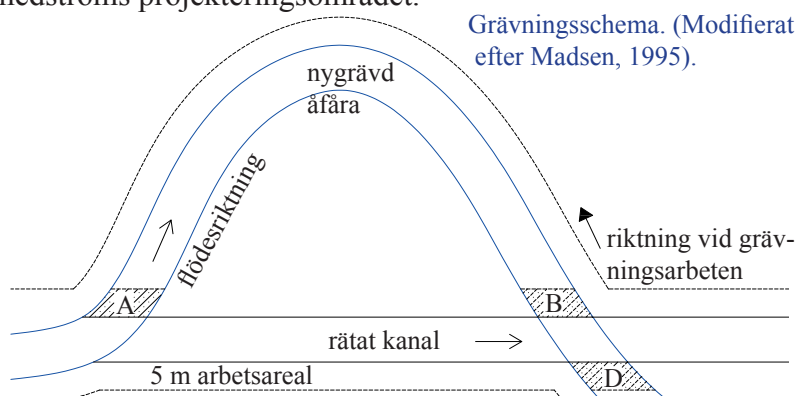
En meandrande linjedragning är ur erosionssynpunkt den mest stabila lösningen för restaureringsåtgärder av vattendrag. För att lyckas krävs dock en noggrann planering där det tas hänsyn till hydrologiska och geomorfologiska aspekter för respektive plats. Vid designen av meanderslingor bör det eftersträvas att återskapa vattendragets ursprungliga linjedragning, d.v.s. linjedragningen vattendraget haft innan det modifierades. Då



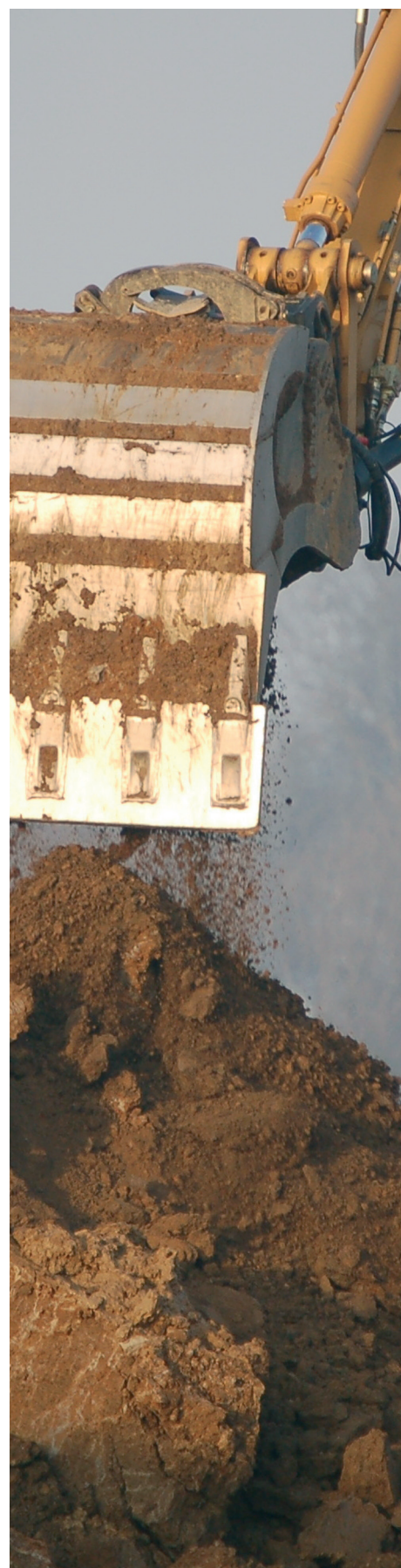
det dock inte alltid går att få reda på den, baseras den nya linjeföringen i många projekt på antaganden och uppskattningar. Det lär endast vara ett fåtal personer med gedigen erfarenhet förunnat att projektera helt efter fingertoppskänsla (Rolf, muntligen). Vid planeringsskedet används lämpligen äldre kartmaterial, flygfoton, data över geologi och hydrologi i området. I Danmark är det även brukligt att använda ett dataprogram *MIKE 1* för att enkelt kunna beräkna följder för olika flöden och lösningsförslag (Nielsen, 1996).

Dataprogrammet kan, även i de fall man säkert vet hur vattendraget sett ut innan det modifierades, vara till nytta eftersom systemets vattenföring kan ha ändrats t.ex. genom en ökad ytavrinning, dränering eller vattenuttag.

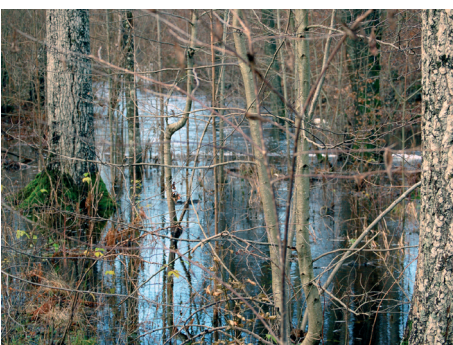
Nielsen (1996) nämner några tumregler som lämpligen bör beaktas: den nya meandrande dragningen bör korsa den rätade kanalen så många gånger som möjligt för att gynna spridningen av befintliga arter. Riffles och pools bör återskapas i den naturliga rytmen, d.v.s. i ett intervall av fem till sju gånger bredden och en längd av två till tre gånger bredden. Då kanalens kapacitet minskas samtidigt som vattennivån höjs, skapas en större konnektivitet med flodslätten. Grävningsarbeten bör ske under den torraste årstiden, efter häckningssäsong och före fiskens ynglingsperiod under hösten, d.v.s. lämpligen under juli-september. Tillfälliga sedimenteringsfällor kan med fördel anläggas i den nygrävda kanalen för att skydda sträckor nedströms projekteringsområdet.



Skissen ovan visar tillvägagångssättet vid grävning av meander. Grävningsarbetena sker i förhållande till flödesriktningen åt motsatt håll. Där den nya meandrande linjedragningen kommer att korsa den rätade kanalen lämnas under grävningsarbetets gång vallar (A, B & D). Då alla meander är grävda kan vattnet släppas på i etapper, d.v.s. med början uppströms, samtidigt som massorna från grävningsarbetena används för att fylla igen den rätade kanalen. Av praktiska skäl avlägsnas först vällen nedströms (A) och sedan vällen uppströms (B).







## 6.6 Sumpskog

Kännetecknen för sumpskogar är fuktiga markförhållanden som orsakas av en hög grundvattennivå eller regelbundna översvämningar. Sumpskogar sägs vara mycket artrika och har likt övriga våtmarkstyper minskats drastiskt p.g.a. lant- och skogsbrukets dikningar. Som restaureringsåtgärd räcker det oftast att plombera befintliga dräneringsrör för att höja grundvattennivån och åter öka markens vattenhållande förmåga. Då fuktiga förhållanden är givna återkoloniserar, för sumpskogen, typiska djur- och växtsamhällen i regel så småningom av sig självt (Volkert, 2004).

I de fall det inte finns en fröbank i marken är plantering av fuktighetstoleranta arter att rekommenderas. Naturligt förekommande trädarter i fuktiga områden i södra Sverige är gråal, klibbal, ask, säl, poppel och glasbjörk. Vattenståndets nivå i marken, översvämningarnas frekvens och djup är avgörande för trädvalet. Planteringsförsök där stammarna under etableringen skyddats mot gnagare med plaströr har visat goda resultat (Savanna River Ecology Laboratory, 2001).

Vought (1995) föreslår plantering av sumpskogar i översvämningssoner längs vattendrag likt en korridor. Studier har påvisat en minskning med över 90 % av löst fosfor i ytvatten genom bindning till biomassan eller sedimentering i gråalsbestånd längs vattendragers strandzon (Mander et al., 1995). Som kvävefixerande växt har al förmågan att binda luftburet kväve till sina rötter. Vid näringsrika ståndorter sker dess huvudsakliga kvävefixering dock genom upptag via rotsystemet och kan därför med fördel planteras inom buffertzoner.

Genom restaureringen av sumpskogar kan positiva effekter nås som liknar tidigare nämnda aspekter vid naturvårdsinsatser: Så ökas exempelvis den flödesfördröjande förmågan, denitrifikationsprocesser och upptag av kväve via växtlighet gynnas, erosionen minskar, fosfor fastläggs, habitat för fisk, evertetrater och en rad amfibier bildas. Även rekreativa värden för människan kan tillgodoses i de fall sumpskogen tillgängliggörs med hjälp av spångar. Fördelen är att besökare medvetet kan styras och delar av promenadsspångar kan spärras av under häckningssäsongen.



## 6.7 Borttagning av vandringshinder

I Miljömålen riksdagen antog 1999 ingick restaurering av vattendrag. I många fall innebär detta att fördämningar kommer att rivas. Hitintills har rivningen av fördämningar drivits av lokala intressegrupper för att återskapa vandringsleder för fisk. Ju äldre och därmed skötselintensivare fördämningarna blir kan det tänkas att allt fler återställanden av åfåror kommer att genomföras. Detta för att slippa framtida kostnader för tillsynen av fördämningen.

Som positiva effekter för borttagningen av fördämningar kan den longitudinella konnektiviteten, fiskvandringen och återgången från lentiska till lotiska förhållanden nämnas, d.v.s. stillastående till rinnande system (Hjerdt, 2006).

Då öppna vattenytor oftast har ett rekreativt värde för exempelvis bad och fiske kan planer på att riva en fördämning stöta på motstånd från allmänheten. Förutom allmännyttan har vissa dammar, som exempelvis kvarndammar, ett historiskt värde vilket ur ett kulturhistoriskt perspektiv inte bör åsidosättas. I de fall det kulturhistoriska värdet anses överhängande skulle ett omlopp eller en fisktrappa kunna anläggas. Då fördämningar rivs kan övergången mellan nivåskillnader, beroende på systemets storlek, läggas ut med stenblock eller grus (Nielsen, 1996). Utläggningen av sten fungerar likt en artificiell fisktrappa och dämpar dessutom flödets eroderande kraft samtidigt som en ökad syresättning sker.

Att öka konnektiviteten genom rivning av fördämningar behöver dock inte nödvändigtvis innebära en vinst ur ekologisk synpunkt. Då vatten som över lång tid varit skilda sammankopplas eller system återkopplas där aggressiva arter introducerats i ett av systemen, kan konnektiviteten leda till en gradvis homogenisering av våra vatten. I dessa fall kan en barriär t.o.m. utgöra ett skydd för mindre konkurrenskraftiga arter (Hjerdt, 2006).

Vid beslut om rivning av en fördämning bör även geomorfologiska aspekter beaktas. Borttagning av fördämningar medför på kort tid en omfördelning av stora sedimentmassor från magasinet uppströms till vattendraget nedströms. Sedimentet kan bilda nya koloniseringsplatser, men även innebära stress för växter och djur i och längs vattendraget tills ett nytt jämviktsläge nåtts (Stanley et al., 2003). Det återstår i varje enskilt fall att fundera över positiva och eventuellt negativa effekter rivningen av en barriär kan



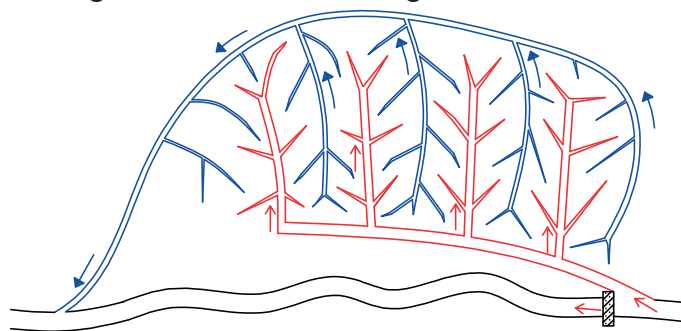
För att garantera fiskars vandringsled till ynglingsplatser kan fisketrappor anläggas i form av omlopp. (Foto ovan: Roger Påls-son, Foto nedan: Christina Lindqvist).



tänkas medföra. I de flesta fall är det möjligt att höja den ekologiska statusen av platsen i fråga, trots kompromisser och alternativa lösningar.

## 6.8 Översilningsängar

Översilningsängar är mark intill vattendrag som vid högt flöde årligen översvämmas. Naturligt förekommande översilningsmarker kallas för *raningar*. Dessa har, för att höja markers avkastning, med hjälp av grävda bevattningsdiken efterliknats så tidigt som i det forntida Egypten (Länsstyrelsen, 2002). I Skandinavien sägs översilningsängar ha förekommit sedan medeltiden (Bötter, 2003) och kom att användas i stor utsträckning under 1800-talet, då ca 3 % av Skånes totala areal bestod av översilningsängar (Krug et al., u.d). Anläggningen av översilningsängar var ett steg i utvecklingen till en bättre förståelse av näringshushållningen vid odling. Befolkningstillväxten krävde mer mat, därmed en större tillgång till djurgödsel och till följd därav ett sätt att öka produktionen av vinterfoder. Till dess hade en misshushållning av markens näringsämnestillgångar ägt rum. Genom att leda åars näringsrika vatten, via konstgjorda fördämnningar och bevattningsrännor eller diken, till ängsmarker ökade höproduktionen markant. Under början av 1900-talet konkurrerades dock överilningstekniken i och med den ökande användningen av stall- och handelsgödsel ut.



- ← å vatten leds in och infiltrerar marken
- ← överskottsvatten leds tillbaka till ån

I andra sammanhang, t.ex. vid rening av avloppsvatten, har översilningstekniken idag åter blivit intressant. Som ett steg i behandlingen av avloppsvatten diskuteras och prövas översilning av marker som en kväveavskiljande metod. Trots att den procentuella belastningen av näringsämnen i vattendragens vatten är betydligt mindre än den i avloppsvatten innebär översilningsängar en avlastning av recipienten. Angivelser över hur mycket kväve per ha och år som tas upp av översilningsmarker skiljer sig i litteraturen från 100-300 kg



Ovan: Rester från övergivna översilnings-system. Höger: Principsskiss. (Modifierat enligt Krug/Emanuelsson)  
Nedan: Restaurerade översilningsängar.





(Krug et al., u.d.) till 400-600 kg kväve (Danish Environmental Protection Agency, 1995 i Nielsen, 1995). Det kan antas att dessa skillnader beror på faktorer som art av växtlighet, växtlighetens tillväxt och den procentuella halten kväve innan vattnet leds in. Det sker även en reduktion av fosfor, då partiklar åter förs upp på land, sedimenterar eller tas upp av växtlighet. Krug et al., (u.d.) nämner rörflen, jätTEGRÖE och piprör som särskilt lämpade växter för upptag av näringsämnen. Via skörd kan fosfor avlägsnas från systemet, och biomassan användas för kompostframställning, bränslematerial eller biogasproduktion.

Kostnader för restaurering eller anläggning av översilningsmarker styrs av markens värde, då den måste arrenderas eller köpas. Därutöver tillkommer anläggningskostnader och löpande driftkostnader. Kostnadseffektiviteten för 1 kg kväve varierar således (Krug et al., u.d.). Sammanfattningsvis kan sägas att svårdränerade marker med lågt odlingsvärde intill vattendrag med hög kvävehalt är kostnadseffektivare än vid platser med motsatta förutsättningar. Skapandet av betesmark för kött- eller sällskapsdjur såsom produktionen av hö kan dock minska de löpande kostnaderna. Eftersom översilningsmarker dessutom är mycket intressanta ur naturvårdssynpunkt kan bidrag erhållas.

Oavsett ängarnas reningskapacitet är de av ett stort kulturhistoriskt intresse, eftersom det endast finns ett fåtal fungerande system kvar. Ett stort antal djur och växtarter, i synnerhet fågellivet gynnas dessutom, vilket i sin tur leder till rekreativa värden för människan.

## 7. EXEMPEL PÅ PROJEKT

I takt med ett växande medvetande och kunskap om miljöns, i synnerhet vattnets, betydelse för människans fortlevnad och välbefinnande har bl.a. vattendragsmiljöer fokuserats och blivit föremål för ett internationellt samarbete.

Restaurering av vattendrag är, som tidigare beskrivits, inte endast ur ett ekologiskt perspektiv utan även för den rekreationssökande människan av intresse. Överproduktionen inom lantbrukssektorn har möjliggjort att arealer kan tas ur bruk för att återskapa vida flodslätter.

Inom kommande avsnitt beskrivs ett antal genomförda restaureringsprojekt på olika platser i världen och av varierande storleksordningar. Projekten har valts för att ge en inblick i vidden av möjligheter till restaureringsåtgärder: från återskapandet av vida flodslätter till skyddandet av ett kort avsnitt i ett litet vattendragssystem. Gemensamt för projekten är att samtliga restaureringsåtgärder på ett eller annat sätt syftar till att skapa en hållbar hantering av våra vattenresurser. Detta utesluter inte en rad ytterligare positiva effekter som exempelvis gynnandet av den biologiska mångfalden, skapandet av rekreationsområden och främjande av eko-turism.

## 7.1 Kissimmee River

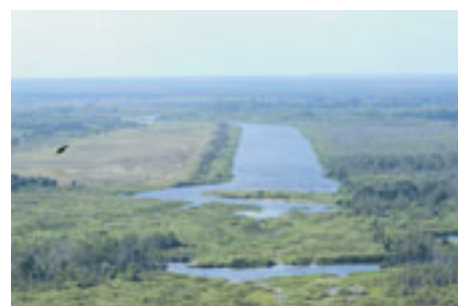
Restaureringsprojektet av Kissimmee River i centrala Florida, är ett samarbete mellan *South Florida Water Management District* och *US Army Corps of Engineers* och startades 1992. Endast drygt 30 år efter kanaliseringen och torrläggningen av Kissimmee Rivers flodlandskap blev området föremål för världens största restaureringsprojekt i sitt slag. Anledning till restaureringsåtgärderna, som föregåtts av noggranna inventeringar, var en påtaglig degradering av den biologiska mångfalden och försämring av systemets vattenkvalité. Projektet i Kissimmee Rivers storleksskala innebar en stor utmaning för alla involverade vare sig det gällde sociala, politiska, tekniska eller ekologiska problemställningar.

Kissimmee Rivers flodlandskap kännetecknades fram till 1960 av ett fritt meandrande vattendragssystem som regelbundet tilläts översvämma sin 18 000 ha stora flodslätt. Flodlandskapet innehöll en ytterst rik diversitet bland flora och fauna och har många gånger jämförts med system som Niger, Amazonas eller Sinegal.

Översvämningar, till följd av svåra oväder, kom under 50- och 60-talet att leda till stora problem då hela samhällen och städer översvämmades flera år i rad. Floden skall då ha nått en bredd på flera kilometer. Önskan att skydda betesmarker, åkerarealer och samhällen inför ytterligare översvämningar ledde till planer om att reglera Kissimmee Rivers flöden.

*US Army Corps of Engineers USACE*, påbörjade 1962 de första kanaliseringsarbetena. Dessa kom att ta nio år och kosta 28 millioner US Dollar. Kanaliseringen innebar dränering eller igenfyllning av sammanlagt 12140 ha av flodlandskapets översilningsområden. Dessutom breddades, fördjupades och rätades vattensystemet. Material från den nya 64 - 105 meter breda och 9 meter djupa kanalen användes för att bygga vallar eller fylla igen delar av våtmarker och korvsjöar (Toth, 1996). Kissimmee River förkortades vid rätningen från 167 till 90 km. Förutom modifieringar av själva kanalen och dräneringen av ca 2/3 av omliggande våtmarker reglerades dessutom vattenflödet, då det byggdes sex dämmen för flödeskontroll längs den nygrävda kanalen.

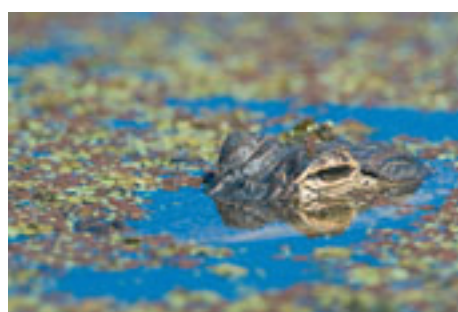
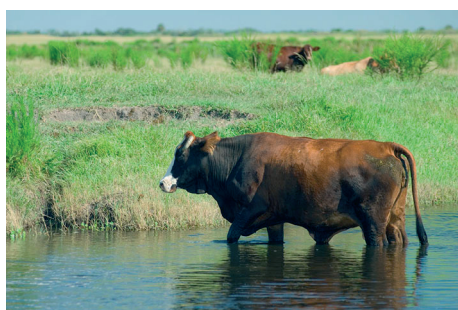
Projektets syfte var att så fort som möjligt kunna dränera och transportera vattenvolymer från översvämningshotade marker till flodens recipient, Okeechobee. Kanaliseringsarbetet varade i tio år och avslutades 1971, då USACE överlämnade det framtida ansvaret för skötseln till *South Florida Water Management District*.



Kissimmee Rivers flodlandskap kännetecknades av en ytterst rik biodiversitet som kom att degraderas, p.g.a. av omfattande modifieringar av flodens hydrauliska egenskaper, under 60-talet. (Foton ovan: Pat Lynch, SF-WMD). Nedan: 60-talets grävningsarbeten. (Foto: Courtesy, SFWMD)







Från ovan: Betade strandängar, forskningsbot för inventeringsarbeten, fritidsfiske, krokodil som gynnats av restaureringsprojektet, Kissimmee's flodlandskap. (Foton: Pat Lynch, SFWMD)

I första hand lär ranchägare, som nu kunde expandera sina marker till torrlagda landarealer, ha glatts över regleringen av Kissimmee River. Men även invånare av översvänningsdrabbade städer längs med Kissimme river, lär ha dragit en lättnadens suck.

Redan strax efter att den s.k. C-38 kanalen färdigställdes, genomförde opponenter till projektet inventeringar och upptäckte drastiska försämringar av vattenkvalitén. Detta ledde i sin tur till en omfattande uppföljning av förändringarna i Kissimmee Rivers ekosystem efter regleringen. Förklaringen till den negativa utvecklingen var de sex stora dämmen. Systemet hade p.g.a. dessa fått egenskaperna av en följd relativt stillastående sjöar. Vid övergången från lotiska till lentiska förhållanden höjdes vattentemperaturen samt sjönk syresättningen. Även viktiga habitat för vadarfåglar och fisk hade missgynnats eller försvunnit p.g.a. dräneringen.

Betydelsen av naturen för gemene man blev tydlig då till en början enstaka människors önskan om restaureringsåtgärder för att stoppa en fortsatt degradering av Kissimmee Rivers ekosystem snart kom att bli till en stor samhällsdebatt. Endast ett fåtal satte sig emot tanken på åtgärder för att vinna tillbaka det forna Kissimmee flodlandskapet.

Enligt restaureringsplanen skulle 104 km<sup>2</sup> av flodlandskapets ekosystem över en delsträcka på 70 km av floden och 11 000 ha våtmark restaureras. För att hitta ett gångbart koncept krävdes 12 års ingående forskning, studier och ett flertal förslag till restaureringskoncept. Slutligen valdes University of Californias förslag om att i princip vrida tiden tillbaka, d.v.s. återföra jordmassor till de platser de en gång tagits ifrån. På så sätt skulle den meandrande fåran och korvsjöarna bli vattenförande och det torrlagda flodlandskapet fungera som våtmarker igen. Trots både fysiska modeller och ingående data modelleringar var ett orosmoment ifall jordmassorna skulle hålla sig på plats. Därför genomfördes inom ett 19,5 km långt avsnitt ett första pilotprojekt. Meander grävdes och delsträckor av den rätade fåran fylldes åter för att fastställa hur systemet skulle reagera.



Då vattenkvalitén under testperiodens gång studerades kunde inga långvariga negativa förändringar upptäckas. Sedimenttransporten var t.o.m. mindre än förväntat och inom loppet av några veckor återkoloniserades det angränsande området av våtmarksanknutna arter.

Ett återskapande av Kissimmee Rivers hydrologi möjliggjordes genom att en rad sjöars vattenspeglar höjdes vid flodens upprinning, samt att två fördämningar avlägsnades. Forna meanderslingor grävdes åter upp medan delsträckor av den rätade kanalen fylldes igen. Kvarstående vattenkontrollstationer ändrades så att ett stadigt men varierande flöde garanterades.

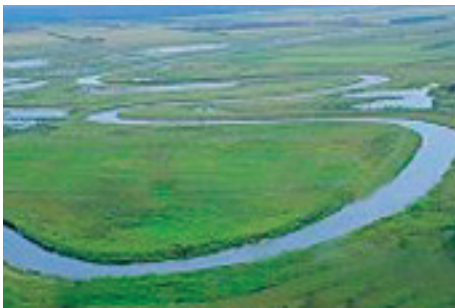
Restaureringsinsatserna dröjde 15 år och har åter lett till en enastående diversitet bland flora- och fauna i Kissimmee Rivers flodlandskap. Dessa mycket storskaliga åtgärder kostade 380 mio US Dollar. Finansieringen möjliggjordes tack vare ett omfattande samarbete mellan USACE och staten, d.v.s. Florida.

Kissimmee River projektet är inte endast genom sin skala enastående, utan även p.g.a. Kooperationen mellan kongressen, delstatsregeringarna, biologer, ingenjörer och markägare. Bill Shomo (1997) betonar att projektet dessutom drivits på vetenskapligt baserade studier och att nyckelrollen i återskapandet av den historiska hydrologin helt klart har varit ingenjörstekniken.



(Foton: Pat Lynch, SFWMD)

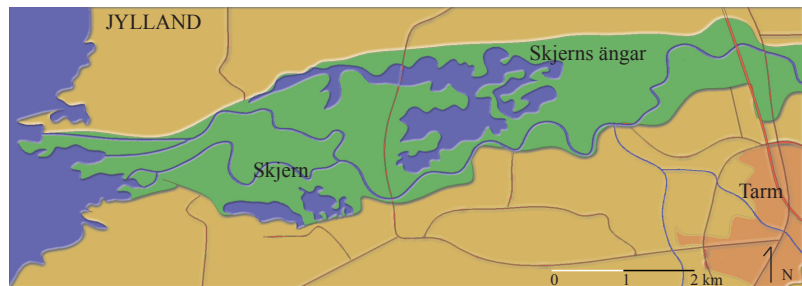




Från ovan: Tack vare bete, vilket är en extensiv skötselinsats, hålls Skjerns ängar öppna. En av de två rätade kanalerna. Grävning av den nygamla kanalen. Meander. Våtmark. (Foton: Skov- og Naturstyrelsen DK).

## 7.2 Skjern å

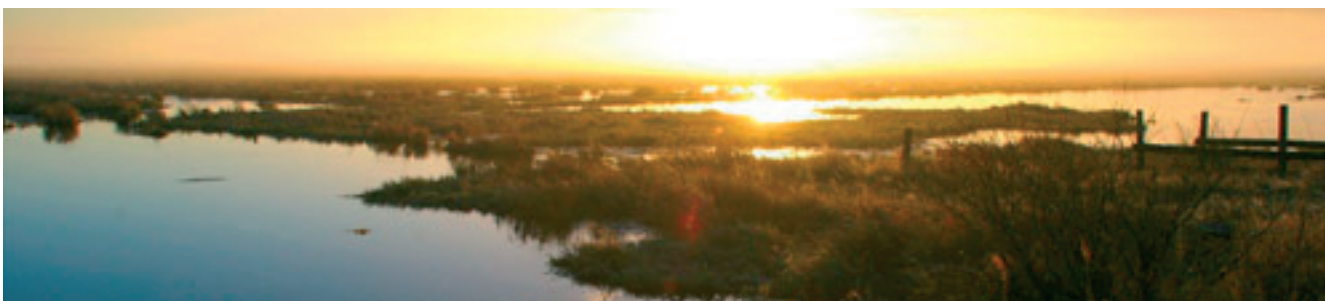
Restaureringsprojektet vid Skjern å i Danmark är hittills det största projekt av sitt slag i norra Europa. Området ligger vid städerna Skjern och Tarm på Jylland. Det 94 km långa å- systemet, vars avrinningsområde är 249000 ha stort, leder ut i Ringköpings Fjord. Sitt ursprung har ån i mellersta Jylland där den genomströmmar sjöarna Rørbæk sø, Nedersø och Kulsø. Innan ån reglerades översvämmades årligen stora delar av å dalen och gödslade, genom att föra med sig sediment och organiskt material, sina strandängar. Skjerns ängar erbjöd således goda förutsättningar som ängs- och betesmarker.



Eftersom det förekom översvämmingar vid oförutsedda tidpunkter försökte man under tidigt 1900-tal att säkra ängsbruket via rensning av ån och bevattnings- respektive avvattningskanaler.

I och med utvecklingen inom lantbruket kom ängsbruket dock att bli ointressant och önskan om större åkerarealer ledde slutligen till en partiell kanaliseringen av Skjern å. Så sent som på 60-talet genomfördes för en kostnad av 230 millioner dkr. omfattande regleringsarbeten vid åns nedre del, d.v.s. 20 km innan åns mynning. Ån rätades och vatten avleddes både genom dikning och pumpning. Den meandrande Skjern å ersattes utav två raklånga kanaler. Regleringen berörde ca 4000 ha sump och ängsmark som omdanades till åker. Trots dessa genomgripande åtgärder av mänsklig påverkan förblev den övre sträckning oreglerad och är i dagens läge den längsta icke modifierade vattendragssträckningen i Danmark.

Jordmånen längs Skjerns å består i huvudsak av torvjordar. Dikning och plöjning av dessa jordar har inneburit en luftning av marken, nedbrytning av organiska material i jorden och därmed en sänkning av marknivån upp till en meter.



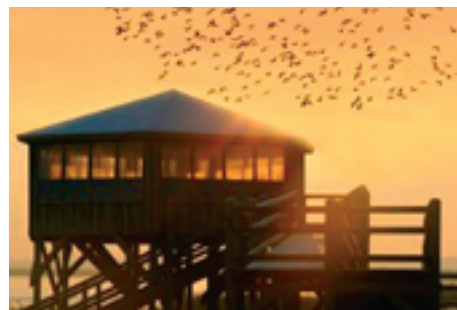


För att kunna fortsätta bruka dessa nu ”ihopsjunkna” marker hade det i framtiden krävts ytterligare dräneringsåtgärder. Eftersom utvecklingen inom det moderna lantbruket lett till överproduktion blev det möjligt att ta dessa, på lång sikt, mindre rentabla marker ur produktion. 1983, endast 19 år efter regleringen, fastslogs ett beslut om ett restaureringsprojekt i den nedre ådalen. Utslagsgivande till detta beslut var en påtaglig degradering av diversiteten bland flora och fauna samt en ökad närstofftransport till Rinkøping Fjord och Vesterhavet.

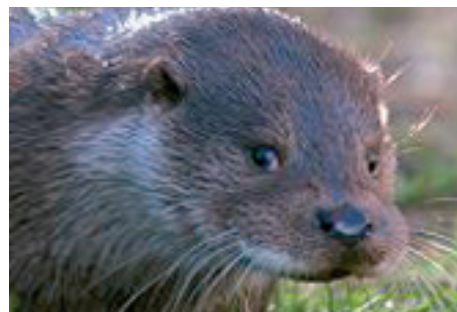
Planeringsprocessen kom, från beslutet om att restaurera ådalen, att dröja 15 år. Sedan år 2002 har dock 2200 ha åkermark återställts till ängs- och våtmarker. Projektet har kostat 283 miljoner dkr varav 100 miljoner dkr har krävts för inköp av markarealer. 25 miljoner dkr har finansierats utav *Life fond* ett projektstöd inom EU. I en benefit-cost analys som genomförts av *Skov- og Naturstyrelsen* i Oksbøl vägs projektets kostnader mot positiva effekter som i sin tur tilldelas ett uppskattat värde. Värderingen av miljöeffekter, som exempelvis fastläggandet av fosfor, kan anses som kontroversiell, då dessa inte efterfrågas på marknaden. Däremot har den tilltagande eko-turismen, som står för en avgörande andel av Jyllands näring direkt kunnat kopplas till ökningen av den biologiska mångfalden efter restaureringsarbetena.

De främsta målen har varit att återställa Skjerns mångfaceterade våtmarkstyper, öka områdets potential för rekreation och turism samt att öka vattenkvaliteten i vattendragets recipient, Rinkøbings Fjord. Dessa målsättningar har eftersträfvats genom att återställa åns hydrologiska egenskaper, d.v.s. på nytt tillåta ån att översvämma Skjerns ängar vid höga flöden. Anläggningsarbetena har inneburit en höjning av grundvattennivån och grävning av en meandrande åslinga i den forna åsträckningen. Skötseln efter restaureringen består i huvudsak utav djurbete och enstaka punktinsatser för att hålla efter sly.

Skjerns ängar har klassats som Natura 2000 område och är idag ett värdefullt rastområde för fåglar. Ängarna har p.g.a. sitt rika fågelliv blivit till ett av de mest populära rese-mål för ornitologer. Men även andra djurslag, som den utrotningshotade uttern, kan med lite tur skådas. Förutom cykel- och vandringsleder har *Skov- og Naturstyrelsen* anlagt faciliteter som fågeltorn, broar och minifärjor. Besökarantalet på Skjerns ängar beräknas till 100 000 personer årligen (*Skov- og Naturstyrelsen*). Även fritids- och sportfisket har gynnats, eftersom det vid restaureringen skapats ynglingsplatser för bl.a. lax, vars bestånd åter stigit i Skjern å.



Skjerns ängar är sedan dess restaurering och anläggning av cykel- och vandringsleder ett populärt utflyktsmål, inte minst bland ornitologer. (Foton: Skov- og Naturstyrelsen DK).



### 7.3 Rååns avrinningsområde

För att bidra till de svenska miljökvalitetsmålen och EU:s Ramdirektiv för vatten har kommunerna inom Rååns avrinningsområde för avsikt att utföra vattenvårdande insatser. Råån rinner upp i Svalövs kommun, passerar kommunerna Helsingborg och Landskrona där flödet rinner ut i Öresund. Ån är ca 80 km lång har en brant dalgång och är till stor del kulverterat. Eftersom Rååns, 193 km<sup>2</sup> stora, avrinningsområde domineras av slättlandskapets åkermarker bidrar systemet särskilt under vinterhalvåret till en transport av stora mängder fosfor och kväve till Öresund. Vattenrelaterade miljöproblem som har varit i fokus vid planläggningen av åtgärdsplanen för Rååns avrinningsområde är utsläpp och läckage av näringsämnen och miljögifter, effekter av tidigare omfattande dränerings- och dikningsverksamhet samt negativa följder av exploatering och utnyttjande av naturresurser.

Vattenbalansen längs Råån har förändrats kraftigt då dikning och kulvertering av 55 % av Rååns ursprungliga vattendrag har lett till en minskad våtmarksareal i området. Detta har inneburit en förlust av landskapets vattenfördröjande förmåga. Medan vattenståndet sjunker avsevärt under varma sommarmånader förekommer översvämningar vid högflöden. Översvämningarna resulterar i skador både på jordbruksmark, bebyggda områden såväl som i naturmiljön. Då vattenståndet däremot sjunker riskerar bevattningsuttag och förorenande utsläpp leda till förödande effekter i den akvatiska miljön.

I Rååns vattenförbunds regi har fram till 2006 ett 50-tal dammaranlagts (Nihlén, muntligen). Dessa haren sammanlagd våtmarksyta på 18 ha, där den öppna vattenytan utgörs av ca 9 ha. Dammarnas främsta syfte är en minskning av kväve och fosfortransporten till Öresund. Under sommarmånaderna har reningseffektiviteten för kväve kunnat mätas till 70 %. Fastläggningen av fosfor genom anläggandet av våtmarker är däremot lite osäkrare, då det finns en risk för resuspension vid plötsliga pH-förändringar eller flödestoppar. Anläggandet av dammarna längs Råån har i de flesta fallen skett i form av sidodammar där vattnets uppehållstid kan styras genom utformningen av in- och utloppen. Dessutom blockeras på så vis inte öringens vandringsled.

Eftersom Rååns vattenspegel i stort sett längs hela dess sträckning har sänkts, kanalen på många plaster har branta och erosionsutsatta slänter eller t.o.m. är kulverterad krävs även insatser i och längs vattendraget.

Helsingborgs kommunstyrelse beslöt 1994 därför att anlägga tio meter breda skyddszoner på kommunägd mark längs samtliga vattendrag. Anläggning av skyddszoner har även genomförts längs Råån. På platser där det p.g.a. angränsande markanvändning inte är möjligt att höja vattennivån har åbrinken avfasats och på så vis fuktighetsgradienter skapats.

Långeberga är ett exempel längs Råån där Helsingborgs kommun genomfört vattendragsvårdande insatser. Vid Långeberga har en höjning av vattennivån p.g.a. angränsande odlingar inte varit aktuellt. Istället har tio meter breda skyddszoner skapats och strandbrinkarna avfasats. På så vis kan Råån nu dels lämna sin raklånga linjeföring och bilda ett mer slingrande vatten och dels översila strandzonen vid höga flöden.

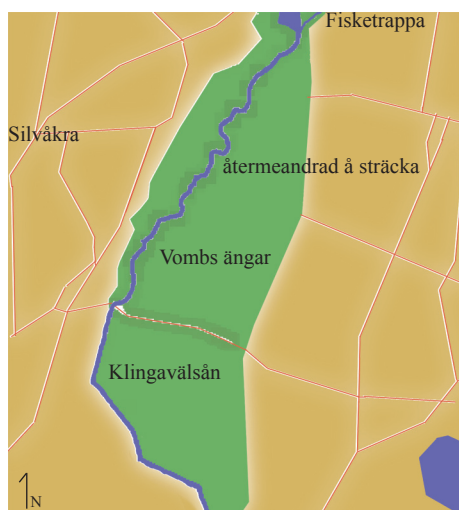
Grävningsarbeten genomfördes under vinterhalvåret för att varken störa djurlivet eller riskera packningsskador. Vid Långeberga ligger vattennivån 1,5 meter under marknivån, vilket har inneburit 6,5 kubikmeter jord per löpmeter och sida. Jordmassorna har med 30 kr per kubikmeter utgjort den största kostnaden i restaureringsprojektet och lagts ut på angränsande åkrar. Hanteringen av schaktmassorna har således kostat 19500 kr per 100 meter.

Inom skyddszonen planeras för tillfället även anläggningen av en promenadstig och uppställning av informationsskyltar angående de genomförda vattenvårdande insatserna.



Råån vid Långeberga, före och efter avfasning.  
(Foton: Miljökontoret Helsingborg).





Modifierat karta enligt Paul-Eric Jönsson.



Rödspoven har missgynnats av den omfattande torrläggningen av fuktängar i södra Sverige och tillhör idag till de mer sällsyna gästerna på Vombs ängar. (Foto: Stefan Hage).



## 7.4 Klingavälsån

Klingavälsån är ett biflöde till Kävlinge å och leder från Häckbergasjön genom Sjöbos och Lunds kommun, där flödet rinner ut i Kävlinge å. Klingavälsvån vars avrinningsområde är 24000 ha stor har ett medelvattenflöde på 2,2 m<sup>3</sup>/s. Klingavälsåns ca 30 km långa dalgång är sedan 1968 naturreservat.

Inom reservatet ligger Vombs ängar vilka, precis som namnet avslöjar, är av ängskaraktär. Dessförinnan förekom längs med ån sumpskog. Skogen röjdes och vattendraget rätades delvis under åren 1820 till 1855. Sedan avlägsnandet av sumpskogen brukades Vombs ängar som slåtter och betesmark. Denna långa kontinuitet av hävd under 150 år är mycket ovanligt och resulterade i en ytterst artrik flora. För att förbättra ängarnas avkastning anlades 1859 ett översilningssystem. Ängarna delades in i mindre delområden som med hjälp av fördämningar och grävda diken växelvis bevattades under särskilda perioder av året. De fuktiga madängarna skapade förutsättningar för ett rikt fågelliv, vilket 1923 ledde till en fridlysning av ängarna.

Kävlingeåns reglering för vinning av åkerarealer 1940, innebar även en sänkning av grundvattennivån med en meter, vid Vombs ängar och Klingavälsåns nedre lopp. Vid dessa ingrepp rätades Klingavälsån bitvis. I och med grundvatten-sänkningen och att ängsbevattningen upphörde ändrades förutsättningarna för flora och fauna drastiskt: Vombs ängar övergick till en trivial karaktär.

Visserligen diskuterades det även regleringar längre uppströms, men genomfördes aldrig då framförallt ornitologer drev igenom bildningen av Klingavälsåns naturreservat 1968. Reservatet ingår idag även bland Natura 2000 områden, vars syfte är att långsiktigt bevara riksintressen för naturvård och klassas som ett internationellt viktigt våtmarksområde, s.k. Ramsarområde (Olsson, u.d.). Även i EU:s fågeldirektiv utpekas Vombs ängar som särskilt skyddsvärda.

Planläggningen av restaureringsåtgärder påbörjade med ett flertal översilningsförsök och studier om ängarnas reningskapacitet på 70- och 90-talet. Restaureringen kom dock inte att realiseras förrän 1998 - 2002, efter det att staten köpt markerna. Projektet vars främsta syfte är att gynna fågellivet samt att öka den biologiska mångfalden har förutom restaureringsåtgärdernas huvudsakliga mål medfört ytterligare positiva effekter. Vattenkvalitén i Klingavälsån och Kävlinge ån har ökat, en värdefull kulturmiljö bevarats, landskaps-bilden bilden förbättrats samt rekreations- och upplevelsevärden ökat.

Restaureringen av Klingavälsån, som genomförts i ett samarbete mellan Länsstyrelsen och Lunds kommun ses, eftersom det är det första projektet i större storleksskala i Sverige, som ett pilotprojekt. Åtgärdernas kostnader på 3,7 miljoner kronor har finansierats utav Miljödepartementets LIP-bidrag, Länsstyrelsen, Naturvårdsverket och Världsnaturfonden. Den 2,5 km långa omgrävningen av vattendraget och grävningen av den nya våtmarken utgjorde med 50 000 m schaktmassor de största kostnaderna, d.v.s. 0,7 respektive 0,9 miljoner kronor. För att rättsmässigt kunna genomföra omgrävningen av ån, anläggandet av en ny våtmark och dragningen av ett omlopp krävdes en miljökonsekvensbeskrivning och tillstånd för vattenverksamhet av miljödomstolen.

För att hitta den rätta linjedragningen till den nygamla kanalen användes gammalt kartmaterial. Åns bottennivå höjdes med en meter till sin ursprungliga nivå. Genom plombering av dräneringsrör höjdes även grundvattennivån, vilket åter lett till en ökad ytvattenförekomst på Vombs ängar. Ängarnas sammanlagda våtmarksareal är vid höga vattenflöden 220 ha. Den rätade kanalen har fyllts igen, vallar planats ut och en 3,5 ha stor sedimenteringsdamm anlagts. Den numera meandrande kanalen har mycket flacka stränder och är avsedd att betas av boskap och hästar. Vid södra delen av Vombs ängar har en del av översilningssystemet restaurerats genom att återställa tilloppsdiket och vidta förebyggande åtgärder mot erosion och igensättning av bevattningskanalerna.

Ytterligare restaureringsåtgärder har genomförts för att gynna fågellivet och fiskbestånden. Vadarfåglar främjas då igenväxande områden i närheten av översilningsängarna har röjts. Busk- och trädbestånd utgör nämligen utsiktsplatser för kråkfåglar som prederar på vadarfåglar. Även predationen på öring genom rovfisk har minskats genom anläggning av ett omlopp kring sedimenteringsdammen (Olsson, u.d.).

Översta ansvaret vid planeringen och genomförandet av Klingavälsåns restaurering har Länsstyrelsen och Lunds kommun haft. Men även entreprenörerna Gösta Palm AB och Skogsvårdsstyrelsen samt Jordbruksverkets vattenenhet och Ekologgruppen Landskrona AB har som projektörer haft en nyckelroll.

(Foto: Patric Olofsson)





## 8. HÖJE Å

### 8.1 Inledning

I följande kapitel betraktas möjliga restaureringsåtgärder inom ett avsnitt längs Höje å. Den valda platsen, Trolleberg har en för Skånes slättlandskap typisk bakgrund och många paralleller kan dras till andra jordbruksområden i vår klimatzon. Trolleberg har inom det s.k. Höje å projektet pekats ut som lämplig plats för eventuella framtida restaureringsåtgärder.

Till skillnad från åtgärder i ett tidigare Höje å projekt, då i huvudsak sidodammar anlagts, avses vid Trolleberg en återmeandring av en ca 800 m lång, rätad delsträcka (Ekologgruppen, 2005). Bevisligen har dammarna som anlagts inom Höje å projektets första till tredje etapp medfört en rad positiva effekter, både sett till diversiteten bland flora och fauna som minskning av näringsämnestransporten till Lommabukten och Öresund. Detta kapitel går dock inte närmare in på aspekter kring anläggandet av dammar utan koncentrerar sig på frågeställningen hur Höje å vid delsträckan Trolleberg bl.a. skulle kunna återfå mer naturliga funktioner.

Oavsett storleksskalan av ett miljö- eller naturvårdsprojekt lär planeringsprocessen vara avgörande för projektets lyckande och fortlevnad. För målsättningen av ett restaureringsprojekt bör en analys av området ligga till grund. Beroende på platsens specifika bakgrund kan i de flesta fallen ett övergripande mål samt ett flertal delmål utkristalliseras. För att projektet som helhet ska kunna realiseras bör målen ej vara för högt satta.

Med hjälp av en omfattande analys av platsen i fråga såsom genom tidiga samråd kan eventuella intressekonflikter uppdagas och kompromisser hittas innan *skadan* är skett. Förutom sin konfliktförebyggande verkan kan planeraren av projektet i fråga få viktiga upplysningar via samrådsprocessen. Samråden är dessutom ett effektivt verktyg för att väcka intresse och engagemang hos specifika intressegrupper likaväl som hos allmänheten.

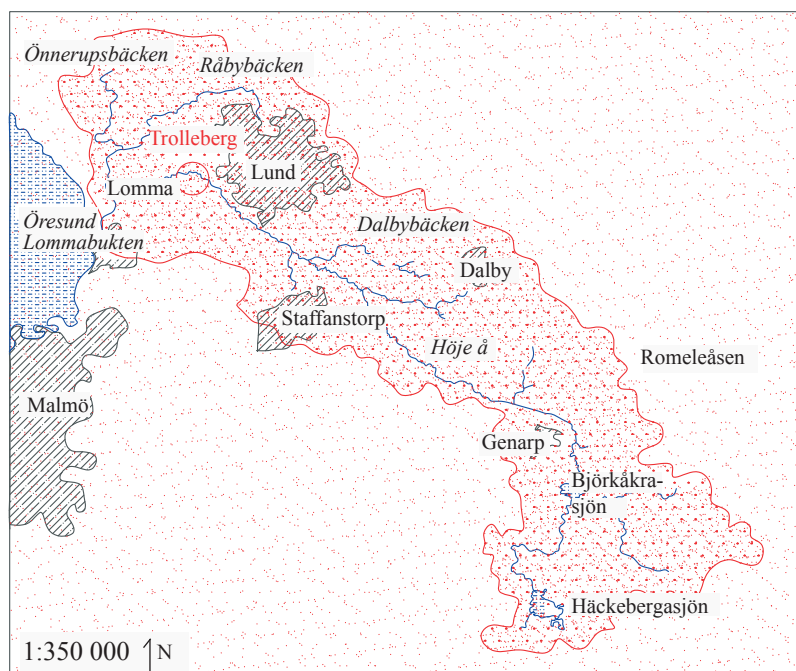
I kommande avsnitt ges bakgrundsinformation som ligger till grund för efterföljande förslag till möjliga miljö- och naturvårdsinsatser för området Trolleberg. Restaureringsförslagen tar hänsyn till platsens förutsättningar, d.v.s. dess tätortsnära läge, hydrologi, brukare och angränsande markintressen. Det skissartade förslaget om en ny åsträckning baseras på ingående fältbesök och vedertagna beräkninggrunder.



## 8.2 Bakgrund

### Höje ås avrinningsområde

Höje å har sitt ursprung norr om Romeleåsen varifrån ån sträcker sig förbi Genarp, Staffanstorp, Lund och Lomma för att slutligen rinna ut i Öresund. Platsen som behandlas närmare i de efterföljande avsnitten ligger väster om Lund, är ca 50 ha stort och kallas Trolleberg. Ån utgör här gränsen mellan Lunds och Staffanstorps kommuner.



Höje ås 316 km<sup>2</sup> stora avrinningsområde sträcker sig från Björkårasjön i syd-väst till Lommabukten i nord-väst.

Likt andra vattendrag i det Skånska slättlandskapet har Höje å och dess biflöden genomgått en rad olika modifieringar. Delsträckor av Höje å har rätats, kulverterats och våtmarker inom avrinningsområdet dikats ut. Sträckan av öppet vattendrag har sedan 1800-talet minskat med 50 %. Även den sammanlagda våtmarksarealen har med 90 % minskat påtagligt. Ytterligare påfrestningar på Höje å är utsläpp från jordbruk, två reningsverk och ytavrinning från växande tätorter (Ekologgruppen, 2004).

Dessa starka modifieringar av Höje å och dess omgivning har i likhet med beskrivningarna i tidigare kapitel, lett till en degradering av vattendragets miljöer och stigande näringsämnestransport till recipienten, d.v.s. Öresund.

## Mark och hydrologi inom Höje åns avrinningsområde

De största biflödena till Höje å är från öster till väster Dalbybäcken, Råbybäcken och Önnerupsbäcken. Avrinningsområdet omfattar 316 km<sup>2</sup>. Markarealen domineras utav lerjordar och består till 60 % av åkermark, 12% tätorter, 12 % skog, 3 % betesmark, 12,5 % övrig mark och 0,5% sjöyta.

I skrivandets stund är senaste aktuella data över avrinningsområdet från år 2005 då årsnederbörden var 559 mm. Vilket under samma år lett till en medelvattenföring på 2,0 m<sup>3</sup>/s vid Höje åns mynning. År 2005 har dock varit ett förhållandevis torrt år, då den genomsnittliga årsnederbörden enligt SMHI mellan åren 1961-1990 varit 666 mm. Medelvattenföringen MQ ligger därför med 2,5 m<sup>3</sup>/s (vid Trolleberg) och 3,1 m<sup>3</sup>/s (vid mynningen) högre än 2005 års mätning (SMHI, Bilaga 2).

Flödesvariationer i Höje å påverkas förutom av nederbörden även av markers användning inom avrinningsområdet. Då 60 % av dessa brukas som åkermark och 12 % utgörs av tätort är således en övervägande andel av Höje åns avrinningsområde dränerad. Detta resulterar i en sämre vattenfördröjande förmåga av landskapet och högre fluktuationer i vattendraget. Extrema högflöden bidrar även till en högre erosionsrisk, sedimenttransport och därmed grumling av vattnet. Generellt kan sägas att Höje åns vattenföring är betydligt högre under vårvintern och lägst under högsommaren (Ekologgruppen, 2005 a).

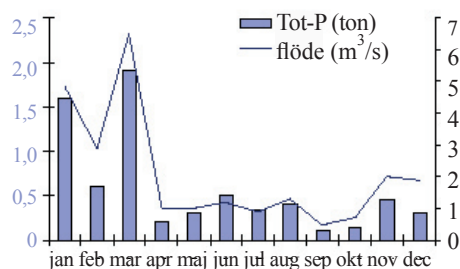
### Höje åns vattenkvalité

Likt övriga västskånska vattendrag visar fosforhalten i Höje å på en sjunkande tendens. Anledningen härtill är utbyggnaden och moderniseringen av reningsverket, vid Källby i Lund 1995. Den totala fosformängden i ån har från åren 1989-2005 från 11 ton minskats till 6,8 ton / år. Över året sett är fosfortransporten störst i januari och mars. Under denna period passerar cirka hälften av den årliga fosformängden Höje åns mynning.

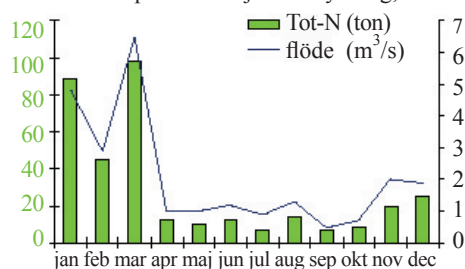
Även kvävetransporten är som störst under månaderna januari till mars och utgör då hälften av årets kvävemängd som via Höje å leds ut i Öresund.

Enligt rapporten *Höje å Recipientenk kontroll 2005* (Ekologgruppen, 2005a) som utförts i uppdrag av Höje å vattendragsförbund kan följande sammanfattas:

Fosfortransport vid Höje åns mynning, 2005



Kvävetransport vid Höje åns mynning, 2005



Diagrammen visar ett tydligt samband mellan Höje åns vattenföring och näringsämnestransport. (Ekologgruppen, 2005a).

Ämnestransport	För Höje åns avrinningsområde och året 2005 har 6,8 ton fosfor, 340 ton kväve och 520 ton TOC (totalt organiskt kol) förts ut i Öresund. Därav beräknas näringsämnesläckage till 0,16 kg fosfor och 7 kg kväve per ha. Reningsverken bidrog med 25 % av fosfor och 33 % av kvävet.
Försurning	Samtliga vatten inom Höje åns avrinningsområde har god buffringsförmåga, d.v.s. risken för försurning är liten.
Syretillstånd	Syretillgången i vattendraget har under 2005 hos tre av 14 mätstationer varit svaga. I övrigt har vattendragets syretillstånd bedömts som god.
Ljusförhållanden	Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är vattendraget vid två provtagningsstationer <i>betydligt</i> och hos resterande stationer <i>starkt grumlat</i> .
Bottenfauna	Inveteringar vid Trolleberg mellan åren 1993-2005 påvisar en förbättring av vattenkvaliteten. Artsammansättningen av bottenfaunan har under perioden förändrats: Från 1993 har andelen smutsvattentåliga arter minskat, medan renvattenkrävande arter liksom individantalet ökat.

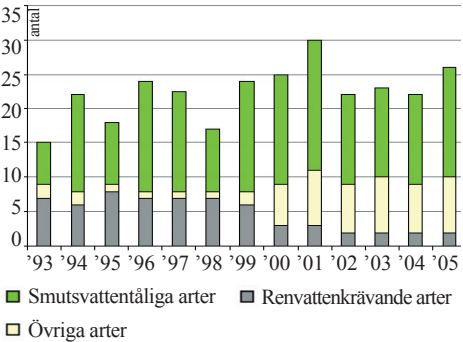
### Höje å projektet

Med de övergripande målen om en minskad näringsämnes-transport, gynnande av den biologiska mångfalden och en ökad tillgänglighet i odlingslandskapet har det s.k. Höje å projektet drivits. Projektet genomfördes från 1991 till 2003 i ett samarbete mellan Lomma-, Lunds- och Staffanstorps kommuner och Höje åns vattendragsförbund.

Höje å projektet har i huvudsak inneburit anläggningen av dammar och skyddszoner. Inom Höje åns avrinningsområde har sedan projektets start 69 dammar med en sammanlagd yta på ca 75 ha anlagts. Anläggningen av skyddszoner har under projektets gång erhållit mindre prioritering. Detta, eftersom anläggningen av skyddszoner, tack vare EU-stöd, skett i allt större utsträckning på privata initiativ. Den totala sträckningen av skyddszoner beräknades 2004 till minst 98 km.

Dammarnas reningskapacitet är enligt Ekologgruppens beräkningar 560 kg kväve och 23 kg fosfor per ha våtmarksyta och år. För hela avrinningsområdet innebär detta en minskning på 42 ton kväve och 1,7 ton fosfor per år. Projektets målsättning om en minskning av kvävetransporten på 80 ton per år har således nåtts med 53 %. Ekologgruppen (2004) betonar dock att detta är ett bra resultat eftersom statens målsättningar vid anläggning av våtmarker är betydligt lägre satta.

Utvecklingen av bottenfaunans artsammansättning under åren 1993 - 2005, vid Trolleberg (Ekologgruppen, 2005a).





År 2006 beslutades om ett fortsatt Höje å projekt. Denna gång med rekreativaspekter som huvudsakliga målsättning. I syfte att peka ut nya och lämpliga platser för restaureringsåtgärder har Ekologgruppen i uppdrag av Höje åns vattendragsförbund skapat en övergripande landskapsvårdsplan (Ekologgruppen, 2005). Landskapsplanen fungerar som ett diskussionsunderlag och ger skissartade förslag till eventuella restaureringsinsatser.

I skrivandets stund har en fortsättning till 1991-2003s Höje å projekt inletts. Tre samråd har ägt rum där landskapsvårdsplanen och dess syfte som utgångsmaterial presenterats. Vattendragsförbundets och kommunernas förhoppning vid dessa samråd har bl.a. varit att, via input av samrådets deltagare, upptäcka ytterligare lämpliga platser längs Höje å för restaureringsinsatser. Nästa steg är att undersöka platsernas möjligheter närmare. Eftersom exprobiering av mark innebär omfattande kostnader kommer man inom Höje å projektet vara hänvisad till marker som antingen är kommunägda eller vars ägare är positivt inställda till tanken av restaureringsåtgärder på sina marker.

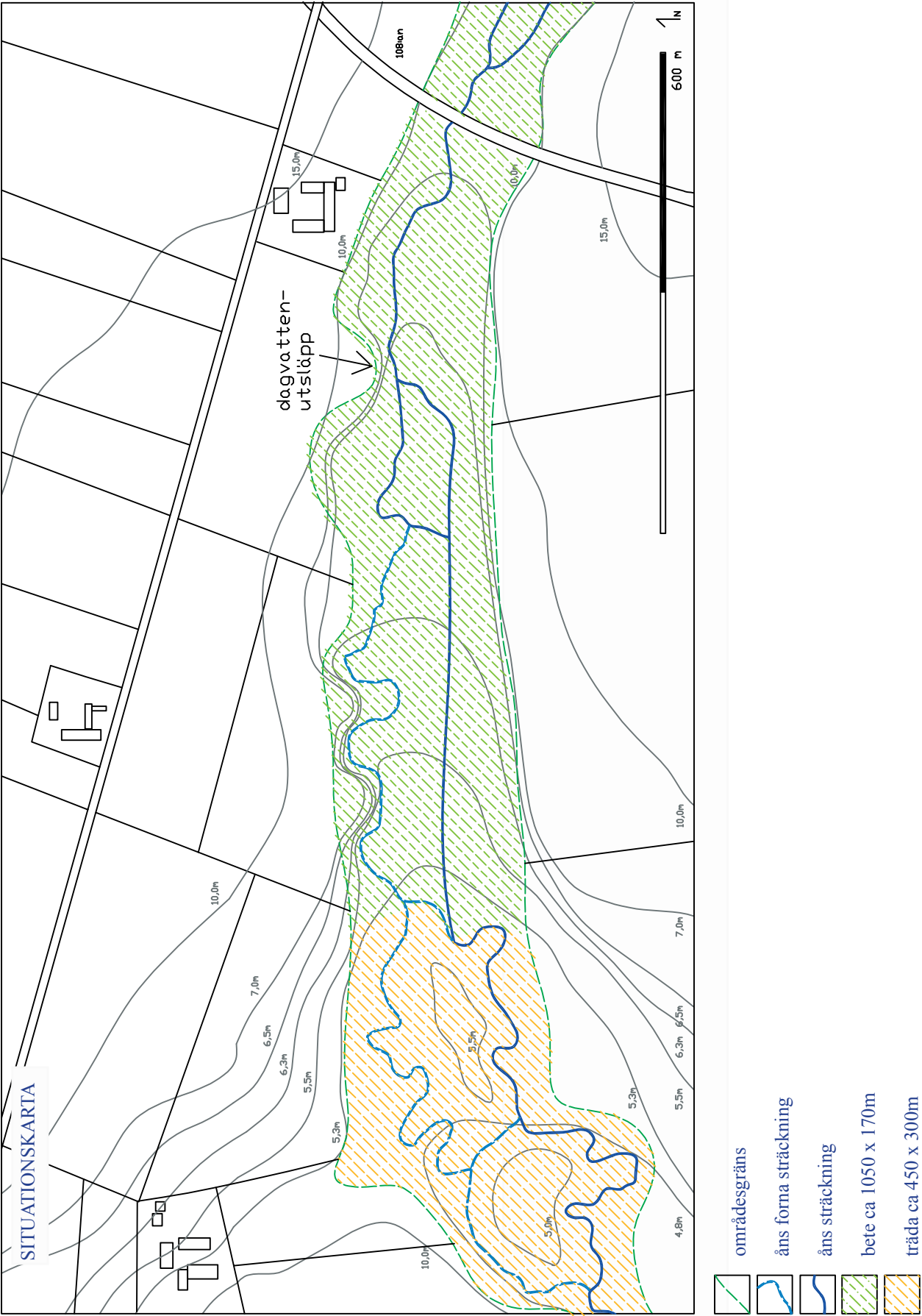
## Trolleberg

Platsen Trolleberg, som är föremål för efterföljande restaureringsförslag ligger på *Trollebergs Gods* ägor, väster om Lund. Ån utgör här gränsen för Lunds och Staffanstorps kommuner. I områdets västligaste del påbörjar Lomma kommun, varifrån åsträckninge är ca 9 km lång, innan den rinner ut i Lommabukten och Öresund. Det utpekade området är privatägd, varför restaureringsåtgärder inte bör strida mot varken markägarens eller brukarens intressen. I dagens läge ligger den västra delen av området i träda, medan den östra delen betas av hästar och nötkreatur. Vidare angränsar området till åkerarealer vars dränering inte får försämrats.

Studier av historiska kartor visar att det kan ha funnits översilningsängar i området. Enligt kartmaterial<sup>1</sup> har det funnits ett hus med namnet *ängavattnahuset*. Huset är emellertid riven, och det är svårt att tyda ifall de avlånga rännlika fördjupningarna i marken är kvarlevor från forna bevattningsdiken.

Vidare kan nämnas att Trolleberg ligger nedströms Lunds och Staffanstorps reningsverk vars utsläpp påverkat vattenkvaliteten påtagligt. Med utbyggnad av reningsverken under 70-talet har man dock lyckats att minska kväve- och fosforutsläppen avsevärt. Även dagvattenflöden från det närbelägna inköpscentrat *Nova Lund* leder ut i området och bidrar till ökade flödestoppar och stofttransport.

<sup>1</sup> Levan (2006) muntligen.



## Höje äns vattenföring vid Trolleberg

Tabellen nedan visar medelvattenföringen vid Trolleberg. Flödesmätningarna har utförts av SMHI från 1973 fram till 2006. På grund av störningar vid mätstationen är mätningsserien från åren 1973, 1994 och 1998 till 2006 ofullständiga. Bortsett från dessa brister i mätningsserien täcks en period på 26 år, vilket är en god beräkningsgrund för eventuella restaureringsåtgärder vid Trolleberg (Bilaga 2).

månad	Medelvattenföring 1973 - 2006	flöde Q	m <sup>3</sup> /s
januari	4,29 m <sup>3</sup> /s	MLQ	1,25
februari	3,91 m <sup>3</sup> /s	MQ	2,43
mars	4,13 m <sup>3</sup> /s	MHQ	3,57
april	2,82 m <sup>3</sup> /s		
maj	1,56 m <sup>3</sup> /s	HHQ <sub>50</sub>	10,71
juni	1,10 m <sup>3</sup> /s	N = 237 km <sup>2</sup> Avrinningsområde S = 7 % Sjöprocent Sk = 0,64 Närmaste sjö HHQ <sub>50</sub> = MHQ (3-Pk <sup>-5</sup> / 15)	
juli	0,964 m <sup>3</sup> /s		
augusti	0,981 m <sup>3</sup> /s		
september	1,24 m <sup>3</sup> /s		
oktober	1,67 m <sup>3</sup> /s		
november	2,49 m <sup>3</sup> /s		
december	4,01 m <sup>3</sup> /s		

Sammandrag av SMHIs mätserie vid Trolleberg (Bilaga 2) utgör beräkningsgrunder för dimensioneringen av åbädden. MLQ är åns medellågvattenföring, MQ medelvattenföring, MHQ medelhögvattenföring och HHQ<sub>50</sub> högsta högvattenföring T = 50 år.

Eventuella klimatförändringar kan utgöra en risk för felbedömningar vid dimensioneringen av kanalbäddar. Klimatet i våra breddgrader sägs ha förändrats de senaste 15 åren, då medeltemperaturen stigit en grad. SMHI har i södra Sverige mätt en ökad nederbörd med ca 40 mm per år, vilket motsvarar en ökning med 36 % i jämförelse till tidigare decennier (Alexandersson, 2006).

Eftersom klimatförändringarna och dess effekter för den betraktade platsen dock inte är helt enkla att förutspå tas vid efterföljande beräkningar inga hänsyn till framtida eventuella förändringar av nederbördsmängden.



## Berörda intressegrupper vid Trolleberg

Framtida restaureringsinsatser vid Trolleberg kommer att beröra skilda intressegrupper. För att förebygga eventuella konflikter bör de olika intressegrupperna kartläggas och i bästa fall personligen bjudas in till tidiga samråd. Exempel på tänkbara intressegrupper just vid Trolleberg är: Lunds Naturskyddsförening, Cyckelfrämjandet, Höje å vattendragsförbund, fritidsfiskare, boende i närområdet, privatpersoner, markägaren Knut Wachtmeister, arrendatorn Nils Larsson, Lunds kommun, dikningsföretagets ordförande (nedströms) Lennart Svensson, Länsstyrelsen, skol- och dagisverksamhet och eventuellt den lokala ryttarföreningen. För att nå intressenter som inte tillhör någon av de vanligaste intressegrupperna bör även allmänheten uppmärksammas genom inbjudan via dagstidningar.

Som tidigare nämnts har deltagare vid de hitintills hållna samråden haft möjlighet att både informera sig och yttra åsikter angående det nya Höje å projektet. Vid dessa första inledande samråd har möjliga platser för eventuella restaureringsåtgärder pekats ut. Då det i detta läge dock ännu inte funnits omfattande underlag för diskussioner kring konkreta lösningar vid de utpekade områdena bör samråd med de berörda parterna upprepas.

Det kan i detta sammanhang betonas att det vid ett tidigt samråd inte skall presenteras allt för detaljerade och genomarbetade planeringsunderlag. Deltagande parter kan i så fall känna sig förbigången, vilket i sin tur ökar risken för konflikter. Även engagemang hos berörda parter minskar med stor sannolikhet ifall planeringsunderlaget vid tidiga samråd inte lämnar utrymme för åhörarnas tankar och idéer.

## 8.3 Förslag till restaureringsåtgärder

### Planeringsprocessen

För ett långsiktigt lyckat resultat av restaureringsprojektet är planeringsprocessen avgörande. Oavsett satsningars storleksskala, krävs till en början en noggrann identifiering av projektets eventuella begränsningar, mål och syfte. I de allra flesta fallen leder en områdesanalys tillsammans med samråd redan i det tidiga planeringsskedet till identifiering av ett flertal begränsningar, mål och syften. Då målen eller tillvägagångssätten för att nå dessa är relaterade till varandra kan ett övergripande mål fastslås. För att garantera realiserbarheten av projektet är det viktigt att varken delmålen eller det övergripande målet är diffusa eller för högt satta.

I fallet Trolleberg föreligger sedan första Höje å projektet utredningar av Ekologgruppen i uppdrag av Höje åns vattendragsförbund. Dokumenten rör framförallt nyanlagda dammar inom Höje åns avrinningsområde och beskriver dammarnas betydelse för näringsämnesreduktionen, friluftslivet och den biologiska diversiteten bland fåglar, flora och bottenfaunan. Även *Grönstruktur- och naturvårdsprogrammet för Lunds kommun* (Gerdtsen et al., 2006) ger en detaljerad bild över aspekter som bör beaktas vid eventuella restaureringsprojekt inom Höje åns dalgång. Programmet är en ingående kartering över bl.a. kommunens intentioner gällande dagvattenhantering, bevarande av kulturmiljövärden, gröna miljöer, biologisk diversitet samt behovet av tätortsnära rekreationsområden.

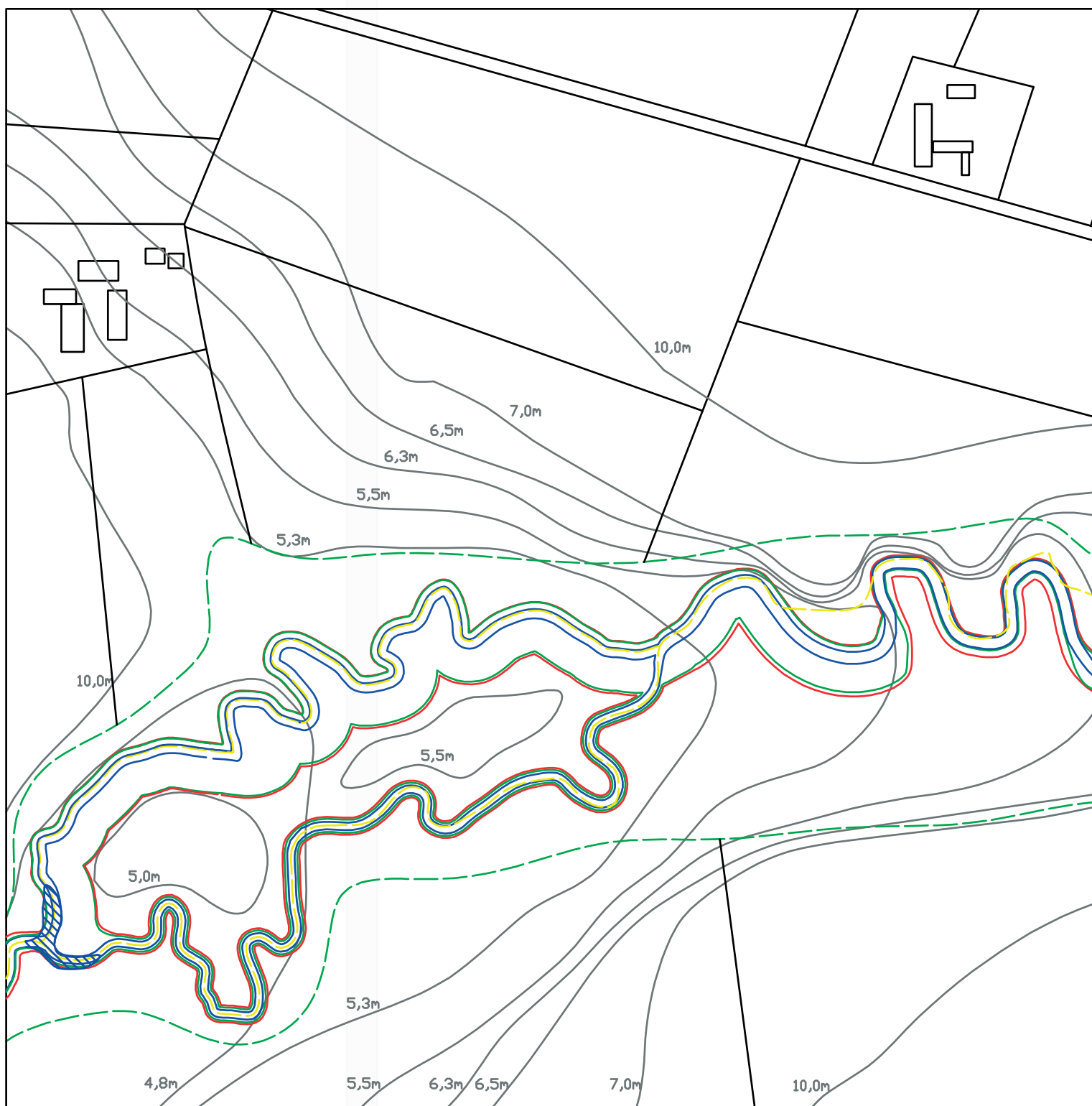
### Målsättning










Genom ingående litteraturstudier, fältbesök, samtal med både markägare, arendator, 1890s dikningsföretagets ordförande som tjänstemän på kommunerna i Lund och Lomma, besök på tidiga samråd och telefonintervjuer av engagerade personer inom bl.a. naturskyddsföreningen och cyckelfrämjandet har en helhetssyn erhållits. Utifrån denna kunskap har fem mål utarbetats.

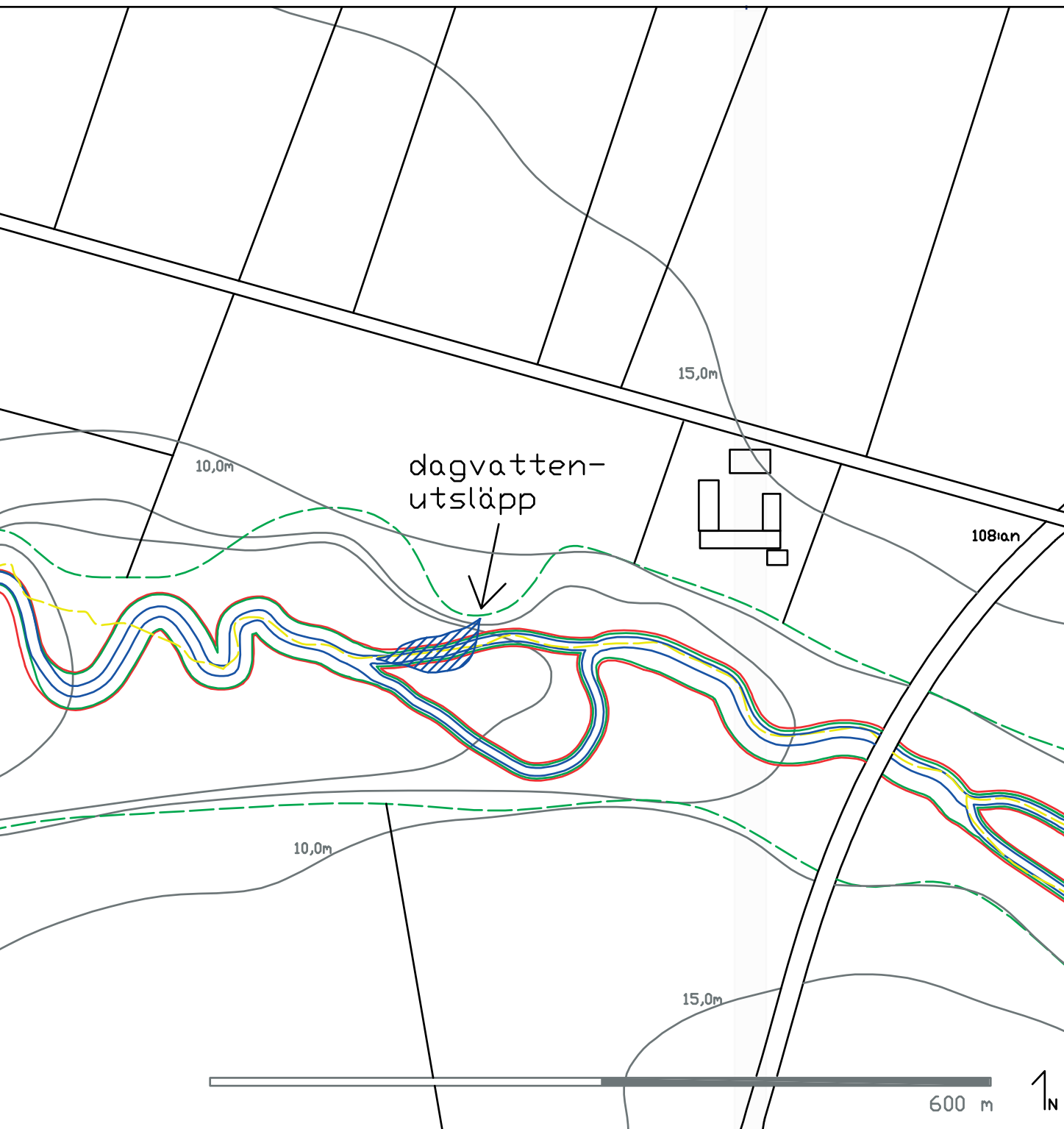
Varje mål har ett eller fler syften och relateras till åtgärdsförslag, vilket presenteras kortfattat i tabellform för att senare belysas mer ingående var för sig. Vissa av åtgärderna står strängt taget i motsats till varandra. Dessa motsatser behöver dock inte leda till konflikter ifall berörda parter är villiga till kompromisser.

MÅL	SYFTE	TILLVÄGAGÅNGSSÄTT	BEGRÄNSNINGAR
a) Ökad konnektivitet	<ul style="list-style-type: none"><li>- att öka landskapets flödesfördröjande förmåga</li><li>- gynnande av diversiteten i den akvatiska och terrestra miljön</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- återmeandring</li><li>- dimensionerande flödet</li><li>- riffles och pools</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- vägbro</li><li>- angränsande markanvändning</li><li>- garanti för bete</li><li>- kostnader</li></ul>
b) Förbättrad landskapsbild	<ul style="list-style-type: none"><li>- gynna rekreation och friluftsliv</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- öka tillgängligheten i landskapet</li><li>- öka tillgängligheten till vattnet</li><li>- stigar, broar, ev. skyltning</li><li>- bänkar och bord</li><li>- handikapp parkering</li><li>- exkursioner, 'naturbussen'</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- handikappanpassning</li><li>- fragmentering p.g.a. motorleder och järnväg</li></ul>
c) Garanti för markanvändning	<ul style="list-style-type: none"><li>- säkerställa markägarens intressen</li><li>- bibehålla låga skötselkostnader</li><li>- gynna fågellivet och flora</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- stängsling</li><li>- val av dimensionerande flöde</li><li>- ev. styrningsmetoder</li></ul>	
d) Engagemang hos allmänheten	<ul style="list-style-type: none"><li>- konfliktförebyggande arbete</li><li>- vinning av kompletterande kunskap</li><li>- ökning av miljömedvetenhet</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- samråd, senare mötesplats</li><li>- info-, utbildnings- &amp; aktivitetsdagar</li><li>- utomhuspedagogik; skolor och dagis</li></ul>	
e) Minskad fosfor och kvävetransport till Lommabukten	<ul style="list-style-type: none"><li>- bevarande av renvattenkrävande arter</li><li>- såväl i vattendraget som i dess recipient</li><li>- reducera eutrofieringen och därtill kopplat algblomning</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- flacka släntlutningar, stängsling av åkant, lokal ersionsskyddskydd</li><li>- återmeandring</li><li>- fördröjnings- &amp; sedimentationsdamm</li><li>- odlings teknik och näringsbudget</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>- kostnadsaspekter</li></ul>





	Områdesgräns		Födröjningsdamm		Vattenstånd MQ
	Åns forna sträckning		Tillfällig sedimenteringsdamm		Vattenstånd MHQ
	Förslag på ny åsträckning		Nivåkurva		Vattenstånd HHQ50



Kartan visar ett skissartad lösningsförslag till en ny åsträckning samt vattenståndet vid olika flödesscenarioer. Lösningsförslaget diskuteras närmare i följande avsnitt.

### a) Ökad konnektivitet

Konnektivitet, d.v.s. transport av materia, energi och organismer mellan land- och vattenmiljöer och mellan grundvatten och vattendraget är avgörande för vattendragets naturliga funktioner och dess diversitet (Hjerdt et al., 2006). Förutsättning för en ökad konnektivitet är flödesdynamiken. Vid höga flöden sker en översilning av strandängarna varpå partiklar medförs för att sedimentera i den terrestra miljön. En transport av nedbrytbara energikällor i motsatt håll sker i form av lövförna. Lövförnan är en viktig energikälla för evertetrater, men kan till följd av rätade och homogeniserade system bli till en brist, i både tid och rum (Vannote et al., 1980). Vidare kan nämnas att vissa evertetrater och fiskarter gynnas då strandängar översilas och deras habitat tillfälligt utvidgas (Shomo et al., 1997).

Den vertikala konnektiviteten, d.v.s. utbytet mellan yt- och grundvattenmagasin sker via den hyporheiska zonen. Eftersom tryckskillnader som orsakas av ojämnheter i kanalbädden leder till att vattnet 'trycks' ut i den hyporheiska zonen, missgynnas den vertikala konnektiviteten vid homogenisering av vattendragets bädd. Den hyporheiska zonen gynnar denitrifikationsprocesser, är livsmiljö för akvatiska organismer (Vought, 1995) och minskar temperaturskillnader i vattendraget sett till ett dygn, vilket i sin tur gynnar fiskarter som lax (Hjerdt et al., 2006).

Den i dagens läge raklånga delsträckan vid Trolleberg uppfyller inte förutsättningar för en väl fungerande konnektivitet. I syfte att dränera angränsande marker, och snabbt leda vidare vattenmassor har kanalbädden både fördjupats, breddats och rätats över en ca 800 m lång sträcka. Denna homogenisering av kanalen minskar tryckskillnader i ån, varför den hyporheiska zonen här lär bära på betydligt mindre vatten än vid jämförelsevis icke modifierade sträckor. Till följd minskar ytan för denitrifikationsprocesser samt utbytet mellan åsystemet och grundvattnet.

För att åter öka vattendragets konnektivitet föreslås en återmeandering av den i dagens läge 800 m långa delsträckan. Vattennivån höjs då meander återskapas och den rätade sträckan fylls igen. Den forna åsträckningen är synligt både i fält, på flygfoton och äldre kartmaterial, varför den 'nygamla' sträckningen blir lätt att motivera. Vid punkterna A och B erbjuder terrängen möjligheter till en omdragning av den ursprungliga sträckningen.



Motiveringen till denna avvikelse från den 'historiskt korrekta' dragningen är att öka åns totala längd samt att vinna utrymme för översilningsytor vid höga flöden utan att behöva konkurrera om utrymme med angränsande åkermark.

Den nya kanalens dimensionerande flöde avgör hur ofta ängarna kommer att översvämmas. Då det dimensionerande flödet gentemot dagens läge minskas kommer både konnektiviteten och landskapets flödesfördröjande förmåga att öka. Detta eftersom översilning av strandängarna kommer ske oftare och i större utsträckning. Likt anläggningen av dammar får översvämningen av strandängarna en utjämnande effekt på flödestoppar, vilket är av betydelse för områden nedströms, d.v.s. Lomma kommun. Intressant är att ett flertal deltagare vid samrådet i Lomma uttryckt oro för översvämningar på 'olämpliga' områden. En önskan för förebyggande åtgärder i form av fördröjning av flödestoppar efterfrågades av merparten berörda personer.

Sammanfattningsvis kan sägas att en översilning av ängarna är att förvänta under månaderna januari till mars och novemer till december. Beroende på terrängens förutsättningar föreslås skilda dimensionerande flöden för olika avsnitt längs åsträckningen. Kartan ss 68 ger tillsammans med Bilaga 1 ss. 79 en god överblick över de olika avsnitten, kanalens utformning och vattnets utbredning vid olika flödesförhållanden. I avvägning mellan möjligheten till betesbruk å ena sidan och frekvensen av ängarnas översilning å andra sidan, plus att å fåran bör ha ett visst vattendjup även under torra perioder har jag valt medelvattenföringen  $MQ = 2,43 \text{ m}^3/\text{s}$  som riktlinje för dimensioneringen av den nya kanalen.

För att öka bäddens komplexitet föreslås dessutom anläggning av riffles och pools. Såväl vattenhastigheten som trycket ökar lokalt vid trängre partier. Riffles gynnar således flödesdynamiken eftersom vatten vid ett ökat tryck pressas ut i den hyporheiska zonen. Enligt Madsen (1995) placeras riffles och pools lämpligen i ett intervall på fem till sju gånger vattendragets bredd. Eftersom den föreslagna åsträckningen dock är asymmetrisk kan meandrarnas amplitud tjäna som riktlinje. Detta innebär att gruset läggs 'mellan' ytterkurvorna (se skiss kap. 6.4 ss. 41).

Vid fastläggandet av det dimensionerande flödet och linjedragningen av den nygamla kanalen har hänsyn tagits till delmål 3 *säkerställande av jordbrukets intressen* i form av bete och dränering av angränsande åkermarker. Lösningförslaget föreser ingen dämning, varför områden uppströms inte kommer att påverkas. Infrastrukturen, i Trollebergs fall väg 108 har inte krävt särskilda hänsyn, då trafiken här leds över en generöst tilltagen viadukt.

## b) Förbättrad landskapsbild

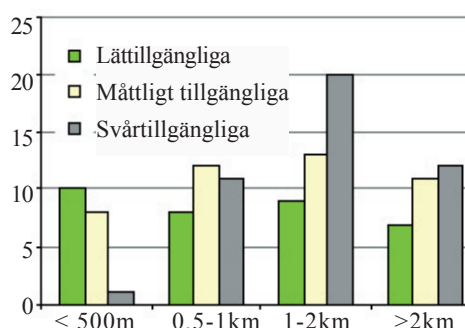
I *Grönstruktur- och naturvårdsprogrammet för Lunds kommun* (Gerdtsen et al., 2006) som bl.a. utgör ett underlag för förvaltningen och utvecklingen av natur och rekreationsområden i Lunds kommun beskrivs kommunens intentioner för grönstrukturer, naturvärden och kulturmiljöer. Programmets mål är att tillgodose människors rätt till och behov av gröna miljöer, bevara och utveckla befintliga natur- och kulturmiljövärden samt att öka kunskapen om och förståelsen för gröna miljöer. Nedan följer ett urval av kommunens mål i programmet:

- säkerställa tillgång till bostadsnära friytor och naturmiljöer
- utveckla gröna miljöer för barn och funktionshindrade
- öka tillgänglighet till större natur- och rekreationsområden
- skapa gröna stråk i tätorterna och ut på landsbygden
- slå vakt om tilltalande landskapsavsnitt
- minska barriäreffekter i landskapet
- värna om landskapets kontinuitet och läsbarhet
- öka dialogen mellan olika aktörer gällande gröna miljöer
- utbildning och fortbildning kring gröna frågor
- informationsinsatser (hemsidor, skyltning etc.)

Således går målet om en *förbättrad landskapsbild* vid Trolleberg, liksom de övriga i detta arbete beskrivna restaureringsförslagen, hand i hand med Lund kommuns grönstruktur- och naturvårdsprogram.

Inom Höje å projektet 1991-2003 har den biologiska mångfalden i åkerlandskapet genom anläggning av ett stort antal dammar ökat. Enligt Asseburg (1985), se kapitel 5.4, står den biologiska mångfalden i tydligt samband med främjandet av friluftslivet och rekreationsvärden. Aktiviteter i anknytning till anlagda dammar, är jakt, fiske, nyttjande av båt, bad, skridskoåkning, ridning och rastning av hundar. En enkätundersökning påvisade att 65 % av totalt 122 anlagda dammar längs Höje- och Kävlinge ån nyttjas i någon form av friluftaktivitet (Ekologgruppen, 2002).

Generellt kan dock nämnas att det krävs en ökad tillgänglighet längs själva ån och till de anlagda dammarna för att höja rekreationsvärdet ytterligare. Diagrammet till vänster visar tillgängligheten till dammarna inom Höje åns avrinningsområde.



Antal anlagda dammar inom Höje å projektet med avseende på avstånd från tätort/by och tillgänglighet (enligt Ekologgruppen, 2002).

Då tillgängligheten av dammarna värderades förutsattes att besökaren har tillgång till bil och kan promenera en viss sträcka utan problem. Ifall själva vattendragssystemet är tillgängligt framgår inte av studien. I detta sammanhang bör även nämnas att inte endast tillgängligheten till själva vattenytan utan även möjligheten att ta sig vidare runt i landskapet, spelar in. Det rekreativa värdet höjs enligt Jedickes enkätundersökningar (kapitel 5.4) betydligt då besökaren inte är hänvisad till att välja samma väg fram och tillbaka.

Dammarna har utan tvekan höjt det rekreativa värdet inom avrinningsområdet och uppfyller en viktig funktion både som närsaltsfälla och habitat. Det kan dock ifrågasättas huruvida anläggningen av dammar bidrar till kommunens mål om landskapets kontinuitet och läsbarhet eller minskningen av barriäreffekter i landskapet. Karaktären av våtmarker innan 1800-talets täckdikningar skiljer sig från dammar som anläggs i syfte att avlasta recipienter. Därför är dessa dammar på sätt och vis ett nytt inslag i jordbrukslandskapet och kan anses som vår tids fotavtryck i landskapsbilden.

Gällande området vid Trolleberg, skulle en återmeandering av åfåran och en därtill kopplat ökning av diversiteten utan tvekan förbättra landskapsbilden. I likhet med dammarna från det tidigare Höje å projektet krävs dock ytterligare ansträngningar för att öka tillgängligheten och för att minska barriäreffekterna av dels motorvägen, järnvägsspåret och väg 108. Jedicke (1994) betonar buffertzoner, träd- och buskridåers positiva verkan både ur tillgänglighetsaspekt och som spridningskorridorer. Restaureringsprojektets område omges i dagens läge av betesmark. Enligt restaureringsförslaget skall området bibehålla sin öppna karaktär. Ur detta perspektiv är således inga större förändringar att förväntas.

För att öka tillgängligheten och skapa möjligheten till en promenadsslinga föreslås två enklare broar i västra respektive östra delen av området. Då det trots allemansrätten kan kännas 'förbjudet' att vistas i hagmarker föreslås även informationsskyltar och stängselövergångar på strategiskt lämpliga platser. Besökare skall kunna ta sig smidigt ned till ån. Därför anläggs en 'beträda', d.v.s. en icke odlad remsa. Även parkeringsmöjligheter bör erbjudas på vardera sida av området. Detta för att höja tillgängligheten för t.ex. äldre personer som endast har förmåga att röra sig kortare sträckor. I sammanhanget bör en diskussion väckas ifall en omfattande handikappanpassning är genomförbart eller ej. Tekniskt sett torde det inte vara något problem, men med

Stängselövergångar ökar tillgängligheten till rekreativt värdefulla områden i jordbrukslandskapet. Denna variant är dock inte handikappvänlig...





tanke på betet i området samt att marken är privatägd, är jag personligen av åsikten att alternativa natursköna platser inom kommunen bör undersökas för en handikappanpassning.

För att kunna öka tillgängligheten till området är restaureringsprojektet anvisad till markägarens och arrendatorns samtycke. Den s.k. beträdan, parkeringsmöjligheterna samt en eventuell infart från söder är i dagens läge privatägd mark. För att göra så liten åverkan på brukarens dagliga rutiner som möjligt bör placeringen av parkeringsmöjligheterna, beträdan, skyltar, broar etc. planeras i samråd med densamma. Ifall markägaren överlåter mark bör han få skälig ersättning.

Att öka tillgängligheten till betesmarken i Trolleberg torde i regel inte medföra några större problem. Eventuella betänkligheter från brukarens eller markägarens sida skall dock tas på största allvar. För att skapa en trygghet för brukaren bör det finnas ersättningsmöjligheter ifall stängsligen eller i värsta fall boskap kommer till skada p.g.a. ovarsamma besökare i området. Det bör dessutom finnas en budget för tillsyn och löpande skötsel av stängselövergångar, skyltar och broar.

### **c) Garanti för markanvändning**

Ett av målens syfte är *nöjda markägare och brukare*. Då nöjda personer är bästa reklamen för liknande framtida restaureringsprojekt är det av stor vikt att intressen av de berörda parterna inte inskränks i allt för stor utsträckning. Topografin vid Trolleberg är mycket fördelaktigt för vattenvårdande restaureringsinsatser. En avsevärt förbättring av åns konnektivitet inom den beskrivna delsträckan är således möjligt utan att inskränka angränsande markintressen.

Genom medveten utformning och i viss mån styrning av flödet kommer restaureringsprojektet varken stå i konflikt med angränsande åkrars dränering eller betesbruket inom området. För att kunna hålla ett bra betestryck kommer det t.o.m. krävas fler betesdjur eftersom det enligt förslaget i väster tas ny mark i anspråk. Marken i fråga ligger i dagens läge i träda.

Där ån bildar två å fåror ställer sig frågan hur partierna där emellan skall skötas. Det finns en rad olika alternativ som kan vägas för och emot projektets delmål, syften och begränsningar: Ett första alternativ vore att plantera fuktälskande träd- och buskarter och lämna partierna till fri utveckling. Andra alternativet vore att kulvertera flödet en kort sträcka eller bygga broar som erbjuder boskapen fri passage. Passagen kan dessutom nyttjas vid utformningen av promenadsstråken.

Tredje alternativet är att med hjälp av ett variabelt överfall strypa delsträckan F-G II (Bilaga 2) under betessäsongen. Eftersom ett överfall är enkelt att handha kan brukaren själv styra över hur mycket och under vilka perioder flödet skall strypas. Då det dimensionerande flödet i avsnittet F-G enligt förslaget är 1,225 m<sup>3</sup>/s bör flödet endast strypas under betessäsongen och öppnas vid extrema toppflöden.

Kostnaden för boskapsbroar är enligt min åsikt svårt att motivera, eftersom det gäller så pass små områden. Att plantera och lämna partierna för fri utveckling är ett ytterst intressant alternativ. Som beskrivits i tidigare kapitel medför trädriddåer utmed vattendrag ett flertal ekologiskt positiva effekter (se 3.2 & 6.6). Planteringen av träd står dock i konflikt med ett av delmålens syfte om att gynna vadarfåglar. Därför förespråkas i detta förslag styrningsmetoden.

#### **d) Engagemang hos allmänheten**

Målet att engagera allmänheten har flera syften. Erfarenheter av tidigare restaureringsprojekt har visat att ett deltagande av olika intressegrupper har en konfliktförebyggande verkan. En annan fördel är att allmänheten har möjlighet att lämna åsikter och kunskaper till projektets ansvariga. Berörda parter som exempelvis boende eller markägare får även en bättre förståelse för respektive åtgärder och kompromissartade lösningar kan tas fram om projektet i annat fall riskerar att inskränka särskilda intressen i allt för stor utsträckning.

Trots ett ökat engagemang hos allmänheten kan det dock finnas en risk för att vissa intressen får större vikt än andra. Oftast finns det i projekt som vid Trolleberg nämligen eldsjälarna som engagerar sig starkt för en viss sakfråga. Det är därför bra ifall projektets styrgrupp är medveten om att samrådets deltagare inte nödvändigtvis återspeglar allmänhetens åsikter. Eldsjälarna är dock en stor tillgång. Dessa personer kan medverka i informationsarbete, hålla i utbildnings- och aktivitetsdagar för skolor eller t.o.m. bli ansvariga som kontaktperson i en sakfråga.

Allmänheten kan engageras på många områden. Från det tidiga planeringsskedet vid samråd, över anläggningsarbetet i form av aktivitetsdagar t.ex. plantering av träd, bygge av bänkar och bord till elektroniska informationsforer och pedagogisk verksamhet som t.ex. guidade turer. Den sist nämnda aspekten har de senaste åren kommit att få en allt större betydelse. Dels för att utomhusvistelse påverkar barnen positivt, men även p.g.a. den ökade trångboddheten på förskolor och skolor.<sup>2</sup>

<sup>2</sup> Sjökvist (2007) muntligen.

#### e) Minskad fosfor och kvävetransport till Lommabukten

Vid Trolleberg har inventeringar av bottenfaunan (Ekologgruppen, 2005a) påvisat en positiv trend, d.v.s. att smutståliga arter minskat medan renvattenkrävande arter liksom individantalet ökat sedan 1993. Denna förbättringen av vattenkvalitén kan förklaras med åtgärder inom Höje å projektet och utbyggnaden av reningsverken i Staffanstorp och Lund.

En ytterligare förbättring av vattenkvalitén avses genom målet om att *minska risken för övergödning av Lommabukten och Öresund*. Detta uppnås genom att minska kväve- och fosfortransporten i ån. Särskild fokus bör läggas på fosfor, som är den begränsande faktorn för tillväxt av biomassa och är kopplat till algbloomning. Algbloomningen i sin tur leder till syrebrist, döda bottenar samt en minskning av djurplankton och fisk.

Partikel- och därmed fosfortransporten kommer att minska då den forna åsträckningen återställs och flackare slänter skapas. På så vis nås en ökning av kanalens komplexitet, en uppbromsning av flödet och därmed en minskning av vattnets eroderande kraft. Enligt förslaget minskar vattendragets fall från ca 1,17 till 0,8 promill (Bilaga 3). Utsträckningen av strandzonens översilning styrs via bäddens dimensionering (Bilaga 2). Då vattnet tillåts träda över bäddens gränser kan partikelbundet fosfor återföras till den terrestra miljön. Även en minskning av vattnets kvävehalt sker eftersom denitrifikationsprocesser gynnas då syrefria miljöer genereras (se kap. 6.3).

En återmeandering motiveras p.g.a. att platsen har mycket goda förutsättningar. Topografin ger goda möjligheter till att skapa översilningszoner utan att beröra angränsande markintressen. Inte heller brukarens intressen, i form av bete, inom själva området påverkas nämnvärt och närheten till städerna Lund och Lomma ökar projektets allmännyttan ur rekreationssynpunkt.

Enligt förslaget skall området bibehålla sin öppna karaktär för att gynna vadarfåglar. Det bortses därför från anläggning av busk- och trädbevuxna strandzoner. Undantag bör övervägas vid särskilt erosionsutsatta slänter. Även en stängsling av åkanten kan bli aktuellt för att skydda åslänten. Stängslingen innebär å andra sidan dock ökade anläggnings- och underhållskostnader.

Förslaget till bäddens dimensionering baseras på topografin, och den nya åsträckningen, varför ån delats in i kortare delsträckor.



Aspekter vilka bäddens dimensionerande flödet har grundats på är önskan om att säkerställa ett minimalt flöde under torra perioder och skapa fuktiga strandzoner utan att inskränka betet i allt för stor utsträckning.

Eftersom fosfor och kvävetransporten under januari till mars utgör så mycket som hälften av den årliga näringsämnes-transporten (Ekologgruppen, 2005a), finner jag det särskilt viktigt att översilning av ängarna sker under denna period. Då djuren i regel inte släpps på bete förrän april-maj är ett dimensionerande flöde på 2,43 m<sup>3</sup>/s (se kap. 8 ss. 64) motiverat.

Påverkan av stoffttransporten via kontaminerad ytavrinning och plötsliga flödestoppar, orsakat av en kulvert som direkt leder ut i ån, avses att minskas genom anläggning av en fördröjningsdamm. Eftersom topografin inte tillåter större valmöjligheter för dammens placering föreslås här en omdragning av åns sträckning. Grävningsarbetena vid återmeandringen av ån lär tillfälligt leda till en ökad partikeltransport. Därför föreslås dessutom en damm i projektets västligaste del. Dammen kommer fungera som en sedimenteringsfälla och kan tillåtas grundas upp (se ss. 68).

Ett förslag till dammarnas placering visas på förslagskartan. Då detta arbete fokuserar på restaureringsåtgärder av lotiska miljöer går inte närmare in på dimensioneringen av dammarna. I sammanhanget bör dock nämnas att fiskeintessen kan tänkas inskränkas. Detta kan lätt åtgärdas ifall delsträckan B-C 1 fylls och dammens utlopp modifieras. På så vis fungerar sträckan B-C 2 som ett omlopp (Bilaga 2, s 80). Syftet av ett omlopp är att skydda öringen, då denna eventuellt riskerar att konkurreras ut i lentiska miljöer.

## 8.4 Diskussion och avgränsningar

Precis som Ramdirektivets intentioner om ett gränsöverskridande arbete är det även i relativt småskaliga projekt som vid Trolleberg viktigt att se till helheten. Vid uppställning av handlingsplaner bör åtgärderna inte avgränsas till endast projektområdets gränser. Blicken bör lyftas till andra områden, som exempelvis källan till näringsämnesläckaget.

Förutom rent av fysiska åtgärdsalternativ till en förbättring av vattenkvaliteten bör ett kontinuerligt arbete ske för att utbilda allmänheten i hur deras handlingar påverkar våra vatten. Det nationella projektet *Greppa näringen* (Halldorf et al., 2007) är ett bra exempel på hur en viss målgrupp, i detta fall jordbrukare, vidareutbildas. Så kan t.ex. alternativa odlingstekniker och uppställning av individuella 'gödselbudgetar' minska näringsämnesläckaget, samtidigt som brukarens ekonomiska intressen tillgodoses.

Det i detta arbete beskrivna restaureringsförslaget vid Höje å låter sig väl förenas såväl med Lund kommuns intentioner om bevarandet och utvecklingen av gröna värden som Miljökvalitetsmålen. I Miljökvalitetsmålen, har bl.a. fastlagits att *'...sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara samt deras variationsrika livsmiljöer bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas* (Hammarlund, 2006).' I riksdagens verifiering av miljömålet om *Levande sjöar och vattendrag* nämns bl.a. även *'...att belastningen av näringsämnen och föroreningar inte skall minska förutsättningar för den biologiska mångfalden* (Hammarlund, 2006).'

Dimensioneringen av bäddarna är såvida verklighetsanknuten att det baseras på vedertagna beräkningsmetoder och går hand i hand med aspekter som beskrivits i litteraturstudien. Resultaten för å bäddens utformning i de skilda avsnitten visas i Bilaga 1. I detta sammanhang bör nämnas att beräkningsmodellerna för vattendragets flöde, d.v.s. *Mannings formel*  $V = 1/n * R^{(2/3)} * S^{(1/2)}$  (Gordon, 1992) är framtagna för trapezformade diken. Då förslaget avser att skapa så naturliga förhållanden som möjligt skall kanalens botten vara av betydligt mer oregelbunden karaktär än en trapezform. Även Manningstal  $n$ , som är relaterad till vattenmassan i förhållande till dess våta parameter  $P$  och valts enligt Gordon (1992), lär strängt taget förändras längs med å sträckan.

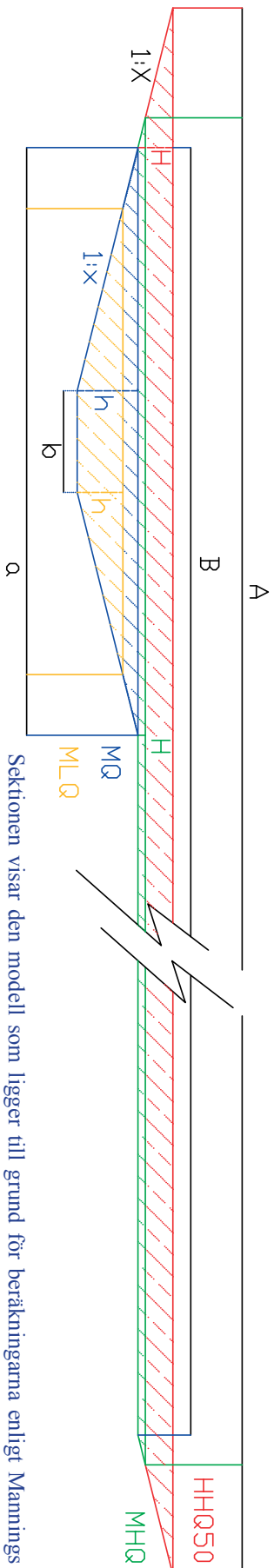
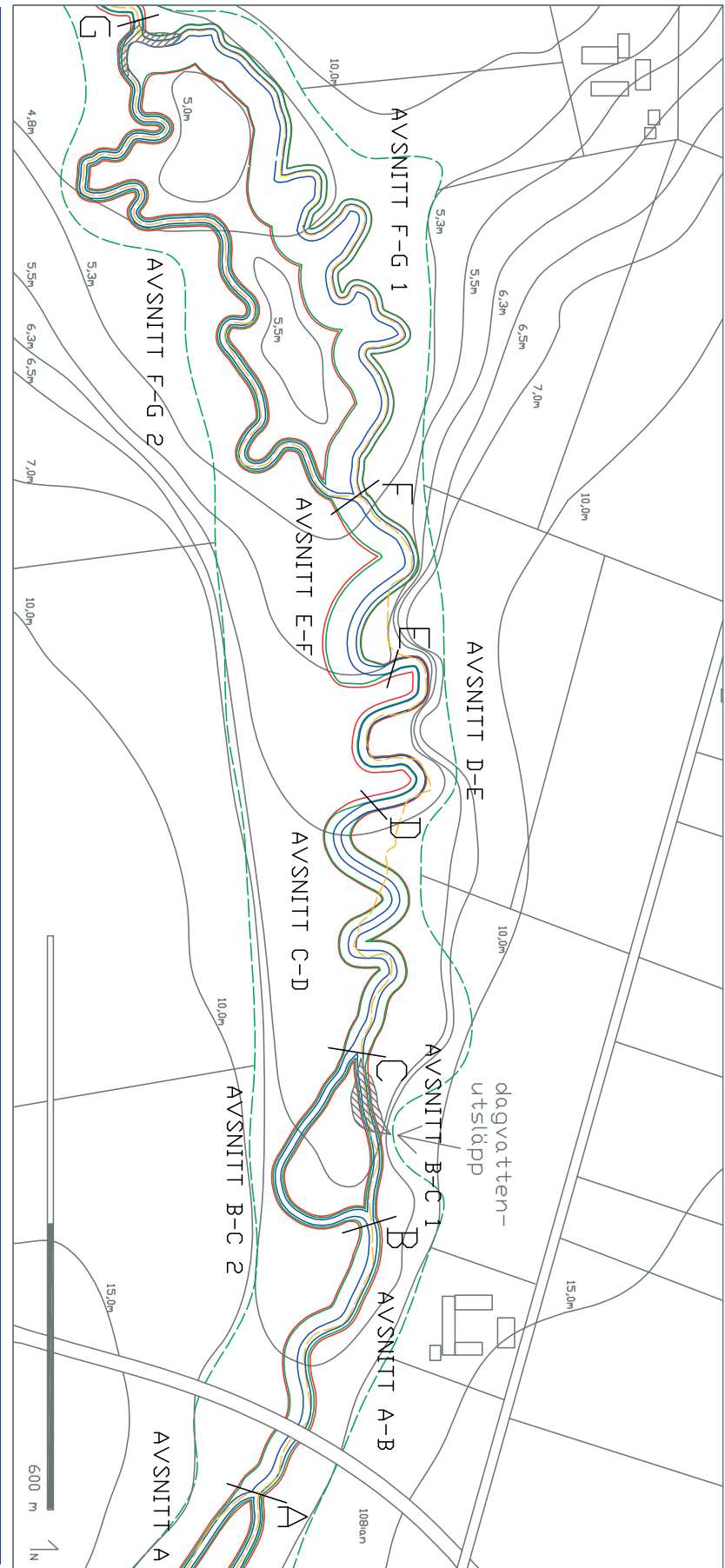
Den främsta inskränkningen i förslaget utgör dock nivåangivelserna gällande topografin. Tappra försök har gjorts

för att avväga området på egen hand. Eftersom det lånade instrumentet dock varit i behov av service misslyckades detta företagande och värdena baserades slutligen på interpolerade höjder.

Ekonomiska aspekter lär vara avgörande för projektets genomförbarhet. Då den största kostnaden i regel utgörs av schaktmassor är det utan en noggrann avvägning svårt att uppskatta projektets ekonomiska omfattning. Enligt Ekologgruppen (2005) uppskattas kostnaden för en återmeandring vid Trolleberg till 1 100 000 kr.

Trots de ovan nämnda avgränsningarna skulle lösningsföreslagen i detta arbete efter en noggrann avvägning av området kunna fungera som ett ingående diskussionsunderlag.

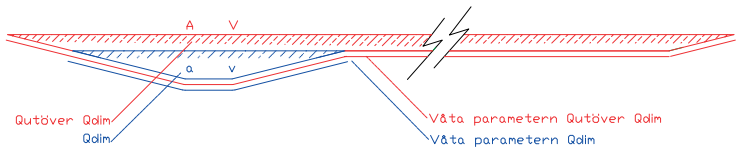




Sektionen visar den modell som ligger till grund för beräkningarna enligt Mannings formel. Vid grävningsarbeterna eftersträvas dock en mer oregelbunden form, där det djupaste partiet följer meanderslingornas amplitud, d.v.s. från ytterkant till ytterkant.

**BILAGA 1**

Värdena i följande tabeller baseras på beräkningar enligt *Mannings formel*  $V=1/n \cdot R^{2/3} \cdot S^{1/2}$  (Gordon, 1992). R står för den hydrauliska radien, d.v.s. bäddens våta parameter delad med tvärsnittsarean ( $R = A/P$ ). S är vattendragets longitudinella lutning, vilket p.g.a. en längre sträckning enligt förslaget minskar från 1 till 0,8 promille. Lilla n står för Manningstal och beskriver friktionen mot kanalbädden. Eftersom n i Manningsformel ställs i relation till den hydrauliska radien R fås olika flöden beroende på bäddens utformning, även ifall tvärsnittsarean förblir konstant: Ju större P i förhållande till A desto mindre R och således V. Ett av projektets mål är att bromsa upp flödet och således gynna den hydrologiska konnektiviteten. Därför bör målet för bädden vara att skapa så breda översilningszoner som terrängen och andra markintressen tillåter.



AVSNITT A, B-C & F-G II	MLQ	MQ		MHQ	HHQ50
Flöde Q	0,64	<b>1,22</b>	Flöde Q	1,79	5,53
Bottenbredd b	0,6	0,6	Bottenbredd B	11	11
Djup h	0,6	0,78	Djup H	0,11	0,57
Slänt x	5	5	Slänt X	4	4
Area	2,16	3,53	Area	4,78	11,11
Våt Parameter	6,72	8,57	Våt Parameter	12,06	15,86
Manningstal n	0,045	0,045	Manningstal n	0,06	0,06
Lutning S	0,0008	0,0008	Lutning S	0,0008	0,0008
Sträcka a	6,6	8,42	Sträcka A	11,88	15,57
Hastighet v	0,29	0,35	Hastighet v	0,39	0,55
			Hastighet V	0,10	0,27

AVSNITT A-B & C-D	MLQ	MQ		MHQ	HHQ50
Flöde Q	1,28	<b>2,45</b>	Flöde Q	3,57	11,19
Bottenbredd b	1,67	1,67	Bottenbredd B	30	30
Djup h	0,75	1	Djup H	0,12	0,58
Slänt x	4	4	Slänt X	4	4
Area	3,5	5,67	Area	9,4	24,24
Våt Parameter	7,85	9,92	Våt Parameter	31,26	34,99
Manningstal n	0,045	0,045	Manningstal n	0,06	0,06
Lutning S	0,0008	0,0008	Lutning S	0,0008	0,0008
Sträcka a	7,67	9,67	Sträcka A	30,98	34,6
Hastighet v	0,37	0,43	Hastighet v	0,48	0,61
			Hastighet V	0,11	0,31

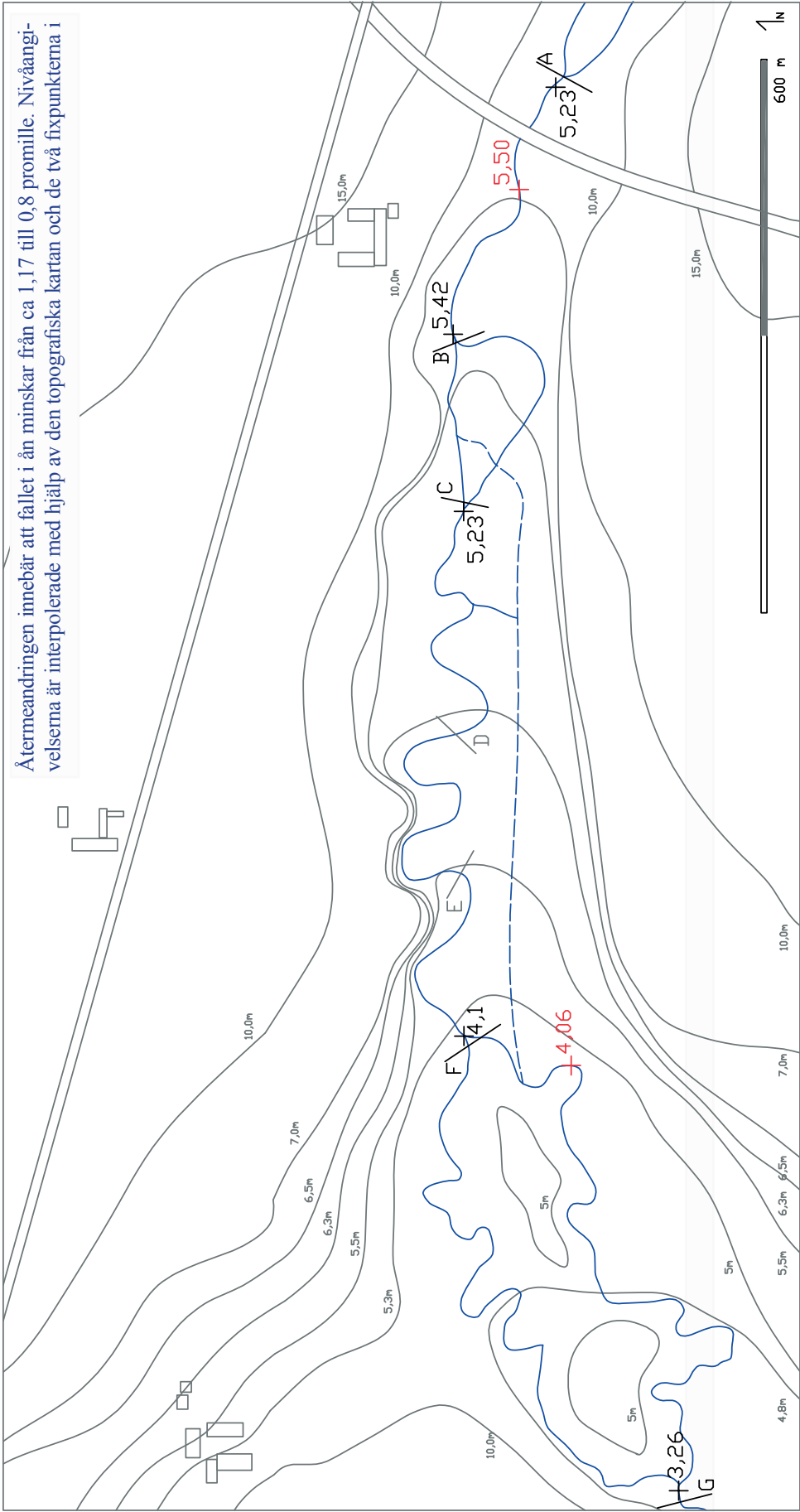
<b>AVSNITT D-E</b>	MLQ	MQ		MHQ	HHQ50
Flöde Q	1,27	2,45	Flöde Q	<b>3,57</b>	11,09
Bottenbredd b	3,63	3,63	Bottenbredd B	-	11,3
Djup h	0,6	0,834	Djup H	1,0	0,99
Slänt x	4	4	Slänt X	4	4
Area	3,618	4,81	Area	7,63	18,72
Våt Parameter	8,58	10,507	Våt Parameter	11,88	19,61
Manningstal n	0,045	0,045	Manningstal n	0,045	0,06
Lutning S	0,0008	0,0008	Lutning S	0,0008	0,0008
Sträcka a	8,43	10,30	Sträcka A	11,63	19,22
Hastighet v	0,35	0,42	Hastighet v	0,47	0,67
			Hastighet V	-	0,37

<b>AVSNITT E-F</b>	MLQ	MQ		MHQ	HHQ50
Flöde Q	1,27	<b>2,45</b>	Flöde Q	3,57	11,07
Bottenbredd b	1,52	1,52	Bottenbredd B	<i>41</i>	41
Djup h	0,715	0,95	Djup H	<i>0,108</i>	0,485
Slänt x	5	5	Slänt X	6	6
Area	3,63	5,96	Area	<i>10,45</i>	27,27
Våt Parameter	8,81	11,208	Våt Parameter	<i>42,50</i>	47,09
Manningstal n	0,045	0,045	Manningstal n	<i>0,06</i>	0,06
Lutning S	0,0008	0,0008	Lutning S	<i>0,0008</i>	0,0008
Sträcka a	8,67	11,02	Sträcka A	<i>42,296</i>	46,82
Hastighet v	0,35	0,41	Hastighet v	<i>0,47</i>	0,56
			Hastighet V	0,11	0,28

<b>AVSNITT F-G I</b>	MLQ	MQ		MHQ	HHQ50
Flöde Q	0,635	<b>1,22</b>	Flöde Q	1,782	5,54
Bottenbredd b	1	1	Bottenbredd B	44	44
Djup h	0,565	0,746	Djup H	0,074	0,321
Slänt x	5	5	Slänt X	6	6
Area	2,16	3,52	Area	6,817	18,27
Våt Parameter	6,76	8,61	Våt Parameter	45,05	48,05
Manningstal n	0,045	0,045	Manningstal n	0,06	0,06
Lutning S	0,0008	0,0008	Lutning S	0,0008	0,0008
Sträcka a	6,65	8,46	Sträcka A	44,89	47,85
Hastighet v	0,29	0,35	Hastighet v	0,37	0,46
			Hastighet V	0,08	0,22

Decimalerna kan ge sken av en större nogrannhet än vad beräkningsgrunderna tillåter. Därför bör betonas att Manningsformel är en modell och endast visar ett närmande av verkligheten.





År	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	max	min	medel	BILAGA 2
73	ofullständig mätserie															
74	5,60	4,80	2,70	0,95	0,62	0,63	0,56	0,93	0,73	1,50	4,30	9,30	13,2	0,36	2,72	
75	8,00	3,50	3,10	6,20	1,70	0,85	0,66	0,47	0,66	0,67	0,91	1,00	11,1	0,40	2,29	
76	3,80	1,50	1,30	1,90	0,99	0,82	0,53	0,52	0,60	0,80	0,74	1,40	8,40	0,40	1,25	
77	5,30	10,9	8,30	3,70	1,80	0,92	1,00	0,67	0,69	0,82	1,20	2,80	16,9	0,52	3,14	
78	5,60	2,00	6,00	2,40	1,00	0,91	0,98	0,76	1,50	1,30	1,60	2,10	11,2	0,57	2,19	
79	1,50	1,00	9,90	5,30	1,80	0,92	0,85	0,94	0,88	0,72	1,50	6,30	17,0	0,44	2,66	
80	2,10	1,80	4,40	3,00	1,20	1,30	2,30	1,90	1,40	3,4	7,10	8,30	14,2	0,83	3,18	
81	5,70	6,60	6,40	2,20	1,10	1,20	1,00	1,50	1,10	4,20	8,30	3,90	14,5	0,55	3,57	
81	2,40	4,20	7,30	2,10	1,50	1,10	0,78	1,00	0,76	1,40	1,80	4,30	11,6	0,50	2,37	
83	4,80	2,70	6,50	5,80	3,70	1,50	0,73	0,57	0,82	0,83	0,86	3,50	14,3	0,10	2,70	
84	7,50	6,10	1,70	1,40	1,00	2,50	1,40	1,00	2,90	4,20	3,10	2,80	12,4	0,68	2,96	
85	1,70	2,50	4,20	4,80	2,80	1,00	0,71	1,10	1,40	0,94	1,80	9,70	15,9	0,52	2,73	
86	6,20	1,70	2,90	2,60	1,60	0,85	0,76	0,70	1,20	1,30	1,70	2,50	15,1	0,41	2,01	
87	0,82	2,60	2,40	3,80	1,60	1,40	1,90	2,40	2,30	1,20	2,90	3,50	9,60	0,40	2,24	
88	7,10	6,40	3,70	2,30	1,10	0,87	1,30	1,20	1,60	3,10	2,40	4,40	13,0	0,60	2,96	
89	2,20	1,60	2,80	1,60	0,93	0,75	0,70	1,30	0,80	1,00	1,30	2,50	9,20	0,45	1,45	
90	3,00	2,80	2,90	1,30	0,93	0,80	0,97	0,69	1,30	2,00	2,50	2,40	8,80	0,52	1,79	
91	5,00	2,10	2,00	1,70	3,00	2,10	1,50	0,91	0,89	1,10	3,00	3,40	11,5	0,57	2,21	
92	3,00	2,80	3,50	2,20	1,10	0,62	0,60	0,84	0,78	0,79	4,20	4,90	11,8	0,33	2,11	
93	4,50	3,40	1,70	1,10	0,73	0,70	1,10	1,30	2,50	4,30	2,60	7,40	11,1	0,53	2,62	
94	8,70	4,70	6,80	4,20	1,50	1,10	0,58	0,78	2,30	1,30	2,80	6,60	12,8	0,45	3,46	
95	6,50	8,60	3,60	4,00	1,70	1,70	0,81	0,54	1,10	0,88	1,40	1,10	14,6	0,42	2,61	
96	1,26	0,65	0,92	1,57	2,66	1,37	1,14	0,86	0,92	0,93	1,77	2,23	7,40	0,20	1,36	
97	0,89	4,32	2,30	1,41	1,80	0,86	0,87	0,78	0,83	0,93	1,51	2,21	10,4	0,52	1,54	
98	3,01	4,35	4,74	3,50	1,27	0,97	0,97	1,01	1,25	3,49	3,68	3,87	12,9	0,71	2,67	
99	5,57	4,44	5,75	3,23	2,02	1,45	0,86	1,93	0,99	1,71	1,12	7,67	13,7	0,59	3,07	
00	3,89	3,88	5,67	3,97	1,01	0,78	0,87	0,56	1,48	1,08	2,72	3,26	9,01	0,38	2,43	
01	3,73	3,31	1,40	2,27	1,45	1,05	0,58	0,70	1,81	1,55	1,76	1,84	9,91	0,28	1,78	
02	5,00	8,10	4,75	1,38	1,75	0,96	0,91	0,48	0,43	1,09	1,58	1,25	14,2	0,30	2,27	
03	ofullständig mätserie															
04	ofullständig mätserie															
05	ofullständig mätserie															
06	ofullständig mätserie															
Medelvattenföring i m <sup>3</sup> /s vid Trolleberg. (SMHI, 2006).																
													3,57	2,43	1,25	





## Ordlista

Atmosfärisk deposition – diffus källa till markförorenig via nedfall av luftburna partiklar.

Avrinningsområde – landområde som avvattnas via ett vattendrag och vars utsträckning bestäms genom topografin, d.v.s. höjdryggar.

Biotop – miljö som gynnar vissa djur- och växtsamhällen.

Denitrifikation – bakteriestyrd oxidationsprocess av kväve till luftburen kvävgas.

Dimensionerande flöde – beteckning för den maximala flödeskapaciteten för t.ex. ett dike.

Ekosystem – beteckning för djur- och växtsamhällen i sam-existens.

Eko-tjänster – naturliga processer som bidrar till människans välbefinnande och fortlevnad.

Evaporation – avdunstning från mark, vegetation eller vatten-ytor.

Evertebrater – ryggradslösa djurgrupper.

Flottning – fram till vattenkraftsutbyggnaden på 1960-talet ett vanligt sett för transport av timmer via vattendragssystem.

Flödesdynamik – begrepp inom strömningsläran som avser exempelvis vattnets rörelsemönster.

Generalister – djurarter vilka kan anpassa sig snabbt till ändrade konkurrensförhållanden.

Geomorfologi – läran om geologiska landformer och processer som har skapat dessa.

Habitat – levnadsort för viss växt- eller djurart.

Humussyra – avges av växtrötter.

Hydraulik – läran om kraftöverföring i exempelvis rinnande vattensystem.

Hydrologi – läran om vattnets kretslopp och vattenförhållandena på jorden.

Hyporheiska zon – zon i angränsning till och under vattendragsbädden.

Infiltration – inträngande av nederbörd i marken, i motsatts till ytavrinning.

Ingenjörsbologi – användning av naturliga / levande material vid anläggning av erosionsskydd.

Kohesionkraft – kraften med vilken partiklar ingår förbindelser.

Konnektivitet – transport och utbyte av biologisk material, i fyra dimensioner.

Konventionell vattenbyggnad – reglering såväl av vattendragens linjedragning som dess flöde.

Korvsjö - resterande och avskuren del av meander som bildas vid vattendragens förändring över tid och rum.

Kumulativ – sannolik, slumpartade, fördelningsfunktion.

Laminärt flöde – skiktad strömning, förekommande i artificiella lugna vatten vid avsaknad av ojämnheter.

Lentiska miljöer – sjö.

Lotiska miljöer – vattendrag.

Madäng – slåtteräng eller betesmark som översvämmas regelbundet.

Meander – benämning för linjeföring av vattendrag, där erosion sker i ytterkurvorna, sedimentation i innerkurvan och *vindningstalet* överstiger 1,5.

Miljövard – omhändertagande av exempelvis miljögifter och näringsämnesläckage ur ett ekologiskt perspektiv.

Naturvard – skydd av djur- och växtsamhällen eller enskilda arter.

Peneplan – tillstånd då fysikalisk och kemisk vittring lett till att markens nivå sänkts till havets vattennivå.

Perkolations - vattens rörelse genom markprofilen mot grundvattnet.

Predator – rovdjur.

Skiftesreformer – storskifte, enskifte och laga skifte har inneburit omfördelning av brukarnas mark i syfte att rationalisera lantbruket.

Specialister – djurslag som specialiserat/ nischat sig vid sök av föda eller habitat, i regel känsligare för konkurrens av andra djurslag.

Turbulent flöde – strömningstyp där vattenmolekyler har ett kaotiska rörelsemönster, vanligt förekommande i naturliga vattendrag.

Vattendrag – rinnande vattensystem som tar emot nederbörd via ytavrinning och underjordiska strömmar från respektive *avrinningsområde*.

Vindningsgrad – vattendragets längd delad med dalgångens längd.

Våtmark – mark som till stor del av året är vattenmättad.

Ytavrinning – förekommande på marker med låg infiltrationskapacitet som exempelvis kompakterade jordar eller hårdjorda ytor.





## Referenslista

### Otryckta källor

Levan N., Lundabygdens Naturskyddsförening, intervju den 16.10.2006.

Nihlén C., våtmarksplanerare, miljökontoret Helsingborg, intervju den 25.04.2006.

Sjökvist I., projektansvarig för Nära till Naturen, Enhet Ängstorp och Karstorp, Lomma kommun, intervju den 04.03.2007.

### Tryckta källor och litteratur

Alexandersson H. (2006). SMHI bekräftar klimat-förändring. [Elektroniskt] tillgänglig <[www.svd.se/dynamiskt/inrikes/did\\_13982624.asp](http://www.svd.se/dynamiskt/inrikes/did_13982624.asp)> [07-03-21].

Allan D. (1995). Stream Ecology. London, Chapman & Hall.

Asseburg M. (1985). Landschaftliche Erlebniswirkungsanalyse und Flurbereinigungsmaßnahmen. Natur und Landschaft, 60, (6), ss. 235-239.

Bernet-catch Huvudrapport (2001). Hantering av övergödningen i Östersjöregionen – ett regionalt perspektiv. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.bd.lst.se/publishedObjects/10003313/referenser.pdf>> [06-10-04].

Boyd J. & Banzhaf S. (2006). What are Ecosystem Services? The need of Standardized Environmental Accounting Units. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.rff.org/rff/News/Features/What-are-Ecosystem-Services.cfm>> [06-09-07].

Brookes A. (1988). Channelized Rivers. New York, John Wiley & Sons.

Bötter H. (2003). Utvärdering av ett ekotekniskt reningssystem för avskiljning av fosfor och kväve. Trita-LWR Master Thesis, Stockholm, Kungliga tekniska högskolan.

Clowes A. & Comfort P. (1987). Process and Landform. London, Oliver & Boyd.

Daily G. (red.) 1997. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Islands Press, Covelo. ss.1-10.

Doyle R., Stanton G. & Wolf D. (1977). Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving the water quality of manure polluted runoff. American Society of Agricultural Engineers, nr. 77-2501.

Ekologgruppen (2002). Nyanlagda dammars betydelse för rekreation och friluftsliv. Ekologgruppen i Landskrona AB.

Ekologgruppen (2004). Höjeåprojektet, en renare å -ett rikare landskap, Slutrapport Etapp I-III, Höje å vattendragsförbund. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.ekologgruppen.com>> [06-04-11].

Ekologgruppen (2005). Höje å, Landskapsvårdsplan 2005, Uppdatering och utveckling av 1990 års plan. I uppdrag av Lomma, Lunds & Staffanstorps kommuner.

Ekologgruppen (2005, a). Höje å, Recipientkontroll 2005. I uppdrag av Höje å vattendragsförbund.

Eriksson L. & Henkel H., Geofysik, i Fredén C. (red.) (1998). Berg och jord, SNA, Stockholm. ss. 76-101.

ESA, Ecological Society of America. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.esa.org/education/edupdfs/ecosystems-services.pdf>> [06-08-29].

Europeiska kommissionen (2002). Ramdirektiv för vatten – slå upp det! Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, Luxemburg. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.europa.eu.int>> [06-09-15].

Frissell C., William L., Warren C. & Hurley M. (1986). A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a Watershed Context, Environmental Management Vol. 10, nr 2, ss. 199-214.

Gerdtsen L. & Jönsson P. (2006). Grönstruktur och naturvårdsprogram för Lunds kommun - bevarande och utveckling. Stadsbyggnadskontoret och Tekniska förvaltningen, Lund.

Gore J. (1985). The Restoration of Rivers and Streams. Butterworths, Boston.

Gordon N., McMahon T. & Finlayson B., (1992). Stream Hydrology, New York, John Wiley & Sons.

Grip H. & Rodhe A. (1994). Vattnets väg från regn till bäck, Uppsala, Hallgren & Fallgren Studieförlag AB.



Hagerberg A., Krook J. & Reuterskiöld D. (2004). Åmansboken, Eslöv, Saxån-Braåns vattenvårdskommitté.

Halldorf S. & Olofsson S. (2007). Greppa Näringen. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.greppa.nu>> [07-04-01].

Hammerlund K. (2006). Sveriges 16 Miljökvalitetsmål. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.snf.se/verksamhet/miljo-politik/miljomal.htm>> [07-03-25].

Haycock N. & Burt T. (1991). The sensitivity of rivers to nitrate leaching: The effectiveness of near-stream land as a nutrient retention zone. IBG 91. Proceedings.

Haycock N., Pinay G. & Walker C. (1993). Nitrogen Retention in river Corridors: European Perspective. Ambio Vol. 22, ss. 340-346.

Herricks E. & Osborne L., Water Quality Restoration and Protection in Streams and Rivers, i Gore J., (red) (1985). The Restoration of Rivers and Streams, Butterworth Publishers, Wellington. ss.1-21.

Hjerdt N., Renöfalt B., Nilsson C., Landskapsekologigruppen & Umeå Universitet (2006). Restaurering av vattendrag i ett landskapsperspektiv. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln>> [06-06-14].

Hoffman C. (1998). Nutrient Retention in wet meadows and fens, Ministry of Environment and Energy National Environmental Research Institute.

Hjelm S. (2003). Lönsam satsning på energiskog. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.stem.se/Web/Otherapp/evorlden.nsf/0/F0DDC9BBA1F41556C1256DCD004B1741?opendocument&Start=1&Count=1000&ExpandView>> [06-10-26].

Hultman E., Vattnets rörelser, i Lundberg S. & Larje R., (red) (2002). Handbok om strömmande vatten, Naturhistoriska Riksmuseet & SNF. ss. 7-14.

Isakson P. & Möllersten B. (red) (2002). Handbok om strömmande vatten, Naturhistoriska Riksmuseet & SNF. ss. 69-75.

Iversen T., Madsen B. & Bøgestrand J., River conservation in the European Community, including Scandinavia, i Boon P. (red.) (2000). Global Perspectives on River Conservation. John Wiley & Sons, Weinheim. ss. 79-99.

Jedicke E. (1994). Biotopenverbund, Stuttgart, Eugen Ulmer GmbH.

Josefsson M. (1999). Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag. Omfattning och konsekvenser. Naturvårdsverket rapport, nr. 4648, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

Joyce S. (1997). Is it worth a dam?, Environmental Health Perspectives, nr. 10, pp. 1050-1055.

Katajisto J., Koskeniemi E. & Rautio L. (2003). Vattenvården genom reform. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.environment.fi/download.asp?contentid=12129&lan=en>> [06-09-20].

Kern K. (1994). Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Heidelberg, Springer-Verlag.

Leonardson L., Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor? I Tonderski K., Weisner S., Landin J. & Oscarsson H. (red.) (2002). Våtmarksboken, Vastra. ss. 41-66.

Leopold L. & Maddock T. (1953). The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. Geolog. survey Prof. Paper 252, 1-57.

Leopold L., Wolman G. & Miller J. (1964). Fluvial Processes in Geomorphology. London, W. H. Freeman and Company.

Lundquist L., Jonsson A., Galaz V., Löwgren M. & Alkan Olsson J. (2004). Hållbar vattenförvaltning. Västervik, Vastra.

Länsstyrelsen (2002). Skötselplan för Kulturreseptatet Rörträsk silångar Norsjö kommun. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.mlst.se>>

Länsstyrelsen (2005). Bevarandeplan för Natura 2000-område Klingavälsån. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.mlst.se>>

Madsen B. (1995). Vandløbe. Köpenhamn, Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.

Mander U., Riparian buffer zones and buffer strips on stream banks: dimensioning and efficiency assessment from catchments in Estonia. I Eiseltoová M. (red.) (1995). Restoration of Stream Ecosystems. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Gloucester. ss 47.

- Mangelsdorf J., Scheurman K. & Weiß F. (1980). River Morphology. Heidelberg, Springer-Verlag.
- Morisawa M. (1968). Streams their dynamics and morphology. Stadt Verlag.
- Mc Cully P. (2004). The Environmental Impacts of large Dams, IRN. [Elektroniskt] tillgänglig <[www.irn.org/basics/ard/index.php?id=/basics/impacts.html](http://www.irn.org/basics/ard/index.php?id=/basics/impacts.html)> [07-01-09].
- Newson M. (1997). Land, Water and Development, New York, Routledge.
- Nielsen M., Restoration of streams and their riparian zones – South Jutland, Denmark, i Eiseltoová M. (red.) (1995). Restoration of Stream Ecosystems, International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. Gloucester. ss. 30-44.
- Nielsen M., Lowland Stream Restoration in Denmark. I Brookes A. och Shields D. (red.) (1996). River Channel Restoration. John Wiley & Sons, New York. ss. 269-289.
- Olsson A. (u.d.). Lokala investeringsprogrammet i Lund kommun –Slutredovisning för åtgärd nr.10 Klingavälsåns dalgång. Lunds kommun Tekniska förvaltningen.
- Persson T. (1999). Miljökunskap. En tvärvetenskaplig syn på miljövård, ekologi, samhälle och framtid. Lund, Studentlitteratur.
- Petersen R., Petersen L. & Lacoursière J., A Building-block Model for Stream Restoration. I Boon P., Calow P. och Petts G. (red.) (1992). River Conservation and Management. John Wiley & sons, New York. ss. 293-319.
- Postel S. & Carpenter S., Freshwater Ecosystem Services. I Daily G. (red.) (1997). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems, Islands Press, Covelo. ss.195-215.
- Petersson E. (2007). Introduktion av främmande arter. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.fiskeriverket.se>> [2007-03-15].
- Remmert H. (1988). Naturschutz. Ein Lesebuch. Heidelberg.
- Savanna River Ecology Laboratory (2001). Wetlands Restoration Fact Sheet. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.uga.edu/srel/wetrest.htm>> [2006-10-23].
- Schumm S. (1960). The Shape of Alluvial Channels in Relation to Sediment Type. Washington, Paper 352. ss17-30.

Shomo B. & Partington P. (1997). The River of Dreams. SFWMD.

Skov- og Naturstyrelsen DK. Skjern Å. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.skovognatur.dk>> [2006-09-21].

Stanley E., Doyle M., & Harbor J. (2003). Hydrogeomorphic controls on phosphorus retention in streams. *Water Resources Research* 36:1147.

Storey, R.G. & Cowley, D.R. (1997). Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia* 353:63–76.

Syversen N. (2002). Cold-climate vegetative buffer zones as filters for surface agricultural runoff. Agricultural University of Norway NHL.

Theil-Nielsen J., Persson P. & Kamp Nielsen L. (red.) (2005). Rent vand helt enkelt. Helsingborgs Stad och Københavns Universitet.

Toth L., Restoring the Hydrogeomorphology of the Channelized Kissimmee River, i Brookes A. & Shields D. (red.) (1996). *River Channel Restoration*, John Wiley & Sons, New York. ss. 369-383.

Vannote R., Minshall W., Cummins K., Sedell J. & Cushing C. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, nr. 37, ss. 130-137.

Vattenportalen, Ramdirektivet för vatten. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.vattenportalen.se>> [2006-09-15].

Vattenmyndigheterna, Välkommen till Sveriges vattenmyndigheter! [Elektroniskt] tillgänglig <<http://www.vattenmyndigheter.se>> [2006-11-23].

Vedin H. & Raab B. (red.) (1995). Klimat, sjöar och vattendrag. Höganäs, Bra Böcker.

Volkert T. (2004). Broschyre „Bachauenwälder in Hessen vorgestellt“ –Staatssekretär Seif: Erhalt der Funktionsfähigkeit der Bachauenwälder ist ein wichtiges Ziel des Naturschutzes und der Fortwirtschaft in Hessen. [Elektroniskt] tillgänglig <<http://interweb1.hmulv.hessen.de/service/presse/mitteilungen/2004/Dezember/00463/index.php/>> [2006-10-24].



Vought L., Dahl J., Pedersen C. & Lacoursière J. (1994). Nutrient Retention in Riparian Ecotones, *Ambio* Vol. 23, ss. 342-348.

Vought L., Restoration of streams in the agricultural landscape, i Eiselová M. (red.) (1995). Restoration of Stream Ecosystems. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Gloucester. ss. 18-28.

Wilhelmy H. (1971). Geomorphologie in Stichworten. Hamburg, Verlag Ferdinand Hirt.

Wolf P. (1960). Land Drainage and its dangers as experienced in Sweden. Altrincham, John Sherrat & Son.

Wolman G. & Miller J. (1960). Magnitude and Frequency of Forces in Geomorphic Processes. *The journal of geology*, nr. 68, ss. 54-74.

WRI, Watersheds degradation: Physical modifications. [Elektroniskt] tillgänglig <[http://newsroom.wri.org/wrifeatures\\_text.cfm?ContentID=66](http://newsroom.wri.org/wrifeatures_text.cfm?ContentID=66)> [06-09-18].

### **Opublicerat material**

Dedering C. (2005), Länsstyrelsen Kalmar, Projekt Typvattendrag, Delstudie: Emåns avrinningsområde inom Kalmar län, i uppdrag av Riksantikvarieämbetet.

SMHI, 2006, Bilaga 2.

